



**Vania Cristina  
Foster**

**Fatores de coexistência entre predadores em quatro  
biomas brasileiros**



**Vania Cristina  
Foster**

**Fatores de coexistência entre predadores em quatro  
biomas brasileiros**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Biologia Aplicada – Ramo de Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas, realizada sob a orientação científica do Prof. Dr. Carlos Manuel Martins Santos Fonseca, Professor Auxiliar com Agregação do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro e co-orientação científica do Doutor Leandro Silveira, Especialista, Presidente do Instituto Onça-Pintada e do Doutor Pedro Bernardo Marques da Silva Rodrigues Sarmento, Especialista, Técnico superior do instituto da conservação da natureza e da biodiversidade

Com o apoio financeiro do Instituto Onça-Pintada (IOP) no âmbito de um protocolo de colaboração estabelecido com o Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro.

Dedico este trabalho à meus pais, que mesmo diante de tantas saudades, me apoiaram incansavelmente.

## **o júri**

presidente

**Prof. Dra. Maria Adelaide de Pinho Almeida**  
professor auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

**Prof. Dr. José Vitor de Souza Vingada**  
professor auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade do Minho

**Doutor Pedro Bernardo Marques da Silva Rodrigues Sarmento**  
especialista, Técnico superior do instituto da conservação da natureza e da biodiversidade (ICNBio)

**Doutor Leandro Silveira**  
especialista, Instituto Onça-pintada (IOP)

**Prof. Dr. Carlos Manuel Martins Santos Fonseca**  
professor auxiliar com agregação do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

## agradecimientos

O meu imenso agradecimento vai para toda a equipe do Instituto Onça-Pintada (IOP) que desde o início confiaram no meu trabalho e me deram a oportunidade de realizar este mestrado, me apoiando no âmbito científico, financeiro e pessoal, Leandro Silveira, Anah Jácomo, Natália Torres e Rahel Sollmann, muito obrigada! O meu agradecimento especial à Natália Torres por sempre, pacientemente, esclarecer minhas dúvidas, que não foram poucas! Agradeço também pela oportunidade que tive de conhecer e trabalhar com pessoas que foram essências tanto para o meu desenvolvimento pessoal como também para o desenvolvimento desta tese, tais como meu ilustre orientador Prof. Dr. Carlos Fonseca que sempre confiou em meu trabalho, Pedro Sarmento que pacientemente me orientou em todas as análises estatísticas e também na escrita do primeiro artigo e todo o pessoal da Unidade de Vida Selvagem!!

Agradecimentos especiais para minhas amigas Grasi, Iana (Tiquim), Natalia Said, Paty Salvarani, Patricia Alegria e Alessandra (Veia) por sempre terem uma palavra amiga e de força em todos os momentos.

Agradeço minha família pelo apoio incondicional e por me ensinarem a enfrentar os problemas da vida! E meu carinho e agradecimento vai para o Bruno que mesmo sem entender nada disso me apoio sempre! A todos o meu muuuuuuuuuuu obrigado!!!

## palavras-chave

Armadilhas fotográficas; coeficiente de sobreposição; coexistência de predadores; estimador de densidade Kernel; *Panthera onca*; particionamento temporal; *Puma concolor*;

## resumo

As onças-pintadas (*Panthera onca*) e onças-pardas coexistem em todo o Neotrópico. Embora existam vários estudos sobre a coexistência dessas duas espécies, somente alguns investigam a influência do padrão de atividade temporal. Usando armadilhas em quatro biomas Brasileiros comparamos o padrão de atividade diário de onças-pintadas e onças-pardas, e a relação com suas principais espécies presa. Usamos o método de densidade Kernel para quantificar o padrão de atividade diária e investigar a sobreposição entre estes predadores e suas principais presas. As duas espécies apresentaram uma intensa atividade noturna e crepuscular (0.69 e 0.14 de densidade kernel, respectivamente para onças-pintadas; 0.68 e 0.19 de densidade kernel, respectivamente para onças-pardas). Somente no Pantanal observamos um maior padrão de atividade diurno para ambas as espécies. Observamos pouca segregação temporal entre pintadas e pardas, uma vez que demonstraram similar atividade com altos coeficientes de sobreposição (média  $\Delta_1 = 0.86$ ;  $SE = 0.15$ ). Também observamos uma significativa sobreposição entre o padrão de atividade destes predadores e suas principais espécies presa, sugerindo que ambos ajustam suas atividades para reduzir o gasto energético no forrageamento. Nossos resultados sugerem que a partição temporal provavelmente não é um mecanismo generalizado de coexistência entre pintadas e pardas; alternativamente a partição do uso do habitat/espço e recursos alimentares podem desempenhar um papel mais importante na mediação da coexistência entre esses predadores topo nessas áreas. O conhecimento sobre estes aspectos comportamentais é fundamental para elucidar os fatores que permitem a coexistência entre onças-pintadas e onças-pardas. Por fim, compreender o padrão de atividade das espécies é relevante para a elaboração de estratégias que visem à conservação.

**keywords**

Camera trapping; Kernel density estimator; *Panthera onca*; *Puma concolor*; predator coexistence; temporal partitioning; coefficient of overlapping

**abstract**

Jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) occur sympatrically throughout the Neotropics. Although there are several studies about the coexistence of these two species, only a few studies have investigated temporal activity patterns across biomes. Using camera trapping in four Brazilian biomes we compare the daily activity patterns of the jaguar and puma, and their relationships to their main prey species. We used a kernel density method to quantify daily activity patterns and to investigate overlap between these predators and their main prey. Both cats showed intensive nocturnal and crepuscular activity (0.69 and 0.14 kernel density, respectively for jaguar; 0.68 and 0.19 kernel density, respectively for puma). Only in the Pantanal we observe a pattern of concentrated diurnal activity for both species. We found little temporal segregation between jaguars and pumas, since they showed similar activity patterns with high coefficients of overlapping (average  $\Delta_1 = 0.86$ ;  $SE = 0.15$ ). We also observed a significant overlap between the activity patterns of the predators and their main prey species, suggesting that both predators adjust their activity to reduce their foraging energy expenditure. Our findings suggest that temporal partitioning is probably not a generalized mechanism of coexistence between jaguars and pumas; instead, the partitioning of habitat/space use and food resources may play a larger role in mediating top predator coexistence. Knowledge about these behavior aspects is crucial to elucidating the factors that enable coexistence of jaguars and pumas. Furthermore, an understanding of their respective activity periods is relevant to management and associated research efforts.

# ÍNDICE

<b>1. Introdução</b>	<b>1</b>
<b>2. Áreas de estudo</b>	<b>5</b>
2.1 Cerrado	6
2.2 Ecótono Cerrado/Amazônia	8
2.3 Caatinga	10
2.4 Pantanal	13
<b>3. Materiais e Métodos</b>	<b>16</b>
3.1 Armadilhas Fotográficas	16
3.2 Espécies Presas	18
3.3 Análises Estatísticas	19
<b>4. Resultados e Discussão</b>	<b>22</b>
4.1 Padrão de atividade	23
<b>5. Considerações finais</b>	<b>30</b>
<b>6. Referências bibliográficas</b>	<b>31</b>
<b>7. Anexo 1</b>	<b>39</b>
<b>8. Anexo 2</b>	<b>43</b>



## ÍNDICE DE FIGURAS

**Figura 1.** Mapa dos biomas brasileiros mostrando as áreas de estudo. PNE – Parque Nacional das Emas; FSF – Fazenda Santa Fé; PNSC – Parque Nacional da Serra da Capivara; REC – Refúgio Ecológico Caiman. **pág. 5**

**Figura 2.** Imagem evidenciando o mosaico característico de vegetações do bioma Cerrado. Foto: Vania Foster. **pág. 7**

**Figura 3.** Imagem característica da fitofisionomia Vereda do bioma Cerrado. Foto: Vania Foster. **pág. 7**

**Figura 4.** Imagem da Unidade de Conservação, Parque Estadual do Cantão (TO), representante do ecótono Cerrado/Amazônia. Foto: Naturantins. **pág. 9**

**Figura 5.** Paisagem do bioma Caatinga na época chuvosa. Foto: MMA, disponível em [www.mma.gov.br](http://www.mma.gov.br). **pág. 11**

**Figura 6.** Paisagem do bioma Caatinga na época seca. Foto: Maristela Crispim. **pág. 11**

**Figura 7.** Imagem evidenciando a planície inundada no Pantanal. Foto: Grasiela Porfírio. **pág. 14**

**Figura 8.** Imagem evidenciando o mosaico de paisagens no bioma Pantanal. Foto: Grasiela Porfírio. **pág. 14**

**Figura 9.** Câmera LeafRiver® utilizada nas amostragens. **pág. 17**

**Figura 10.** Câmera Camtrakker® sendo instalada pela pesquisadora. **pág. 17**

**Figura 11.** Valores da densidade de Kernel da atividade de onças-pintadas e onças-pardas (linhas sólidas) no Parque Nacional das Emas (linha 1, topo), Fazenda Santa Fé (linha 2),

Parque Nacional da Serra da Capivara (linha 3) e Refúgio Ecológico Caiman (linha 4). Os registros individuais estão apresentados nas linhas verticais menores do eixo-x. O tracejado cinza representa o tempo aproximado do nascer e por do sol.

**pág. 25**

**Figura 12.** Coeficiente de sobreposição do padrão de atividade diário entre onças-pintadas e suas principais espécies presas nas quatro áreas de estudo no Brasil; Parque Nacional das Emas (linha 1, topo), Fazenda Santa Fé (linha 2), Parque Nacional da Serra da Capivara (linha 3) e Refúgio Ecológico Caiman (linha 4). A sobreposição entre as espécies está representada pela área sombreada.

**pág. 28**

**Figura 13.** Coeficiente de sobreposição do padrão de atividade diário entre onças-pardas e suas principais espécies presas nas quatro áreas de estudo no Brasil: Parque Nacional das Emas (linha 1, topo), Parque Nacional da Serra da Capivara (linha 2) e Refúgio Ecológico Caiman (linha 3). A sobreposição entre as espécies está representada pela área sombreada.

**pág. 29**

## ÍNDICE DE TABELAS

**Tabela 1.** Período em que as amostragens foram realizadas com armadilhas fotográficas, número de estações (o número de estações programadas para funcionar 24h estão entre parênteses) e o total de dias amostrados nas campanhas realizadas nas quatro áreas de estudo no Brasil. **pág. 17**

**Tabela 2.** Principais espécies presas citadas na literatura para onça-pintada e onça-parda para as quatro áreas de estudos no Brasil e suas respectivas porcentagens de ocorrência na dieta. **pág. 19**

**Tabela 3.** Número de registros e a taxa de captura (por 100 *trap-days*) para onça-pintada, onça-parda e suas principais espécies presas nas quatro áreas de estudo. **pág. 22**

**Tabela 4.** Valores do coeficiente de sobreposição ( $\Delta_1$ ) do padrão diário de atividade de onças-pintadas e onças-pardas entre as quatro áreas de estudos em diferentes biomas brasileiros (o intervalo de confiança - 95% “*bootstrap*”- estão entre parênteses). **pág. 24**

## 1. Introdução

A coexistência é considerada um difícil problema entre duas espécies que compartilham o mesmo nicho, onde o princípio de exclusão competitiva prevê a extinção do concorrente inferior (Hutchinson, 1978; Soberon, 2007). Isto é definido como o processo de diferenciação de nicho, onde a seleção natural força as espécies competir em diferentes padrões de uso dos recursos ou nichos diferentes. O processo de coexistência permite duas espécies compartilhar certos grupos de recursos sendo que uma espécie não compete com a outra como descrito pelo princípio de exclusão competitiva. (Moll e Brown, 2008). Entende-se que a coexistência é adquirida através da segregação dos nichos ecológicos das espécies (Hutchinson, 1978). Neste contexto, o mecanismo que promove a coexistência entre espécies simpátricas em comunidades ecológicas vem sendo estudadas e discutidas por décadas (MacArthur e Levins, 1967; Schoener, 1974; Gordon, 2000). Para carnívoros simpátricos, como os grandes felinos, é sugerido que a coexistência pode ser mediada por fatores ecológicos e comportamentais que incluem diferenciação no uso do habitat, partição temporal (Palomares *et al.*, 1996; Durant, 1998), e partição de recursos, como a captura de espécies presas distintas e de diferentes tamanhos, a fim de reduzir a competição (Karanth e Sunquist 1995, 2000; Taber *et al.*, 1997; Jacomo *et al.*, 2004).

A onça-pintada (*Panthera onca*) e a onça-parda (*Puma concolor*) são os maiores predadores terrestres que coexistem ao longo dos Neotrópicos (Sunquist e Sunquist, 2002). Apresentam características que permitem o estudo das estratégias de coexistência devido às suas exigências ecológicas similares. A onça-pintada é o maior felino existente na América do Sul e Central, ocorrendo em simpatria com a onça-parda na maior parte de sua distribuição geográfica (Sunquist e Sunquist, 2002). Ambos são legalmente protegidos na maioria das áreas onde ocorrem. Atualmente a onça-pintada está classificada como quase ameaçada de extinção (NT) e a onça-parda como pouco preocupante (LC), mas ambas têm tendência populacional decrescente (IUCN, 2011). A perda de habitat e de espécies presas, resultante do desmatamento que vem ocorrendo na região Neotropical, e a caça predatória podem ser consideradas como as principais ameaças à sobrevivência destas espécies (Swank e Teer, 1989; Logan e Sweanor, 2001). Estes dois felinos constituem a guilda de predadores de grande porte com significativa influência na estrutura e funcionamento dos ecossistemas em que habitam, controlando o número de herbívoros e consequentemente

diminuindo a pressão que estes exercem sobre a vegetação (Miller *et al.*, 2001). Sua ausência pode resultar na perturbação das comunidades animais e vegetais e redução da diversidade (Diamond, 2001; Terborgh *et al.*, 2001; Terborgh e Estes, 2010).

A onça-pintada é geralmente considerada mais especializada que a onça-parda, tendo a preferência por habitats densos perto de água (Sollmann *et al.*, 2012) e evitando habitats antropogênicos (Silveira, 2004; Cullen, 2006), enquanto que a onça-parda se mostra mais adaptável e tolerante a um espectro de habitats mais amplos, e é menos dependente da presença de água (Iriarte *et al.*, 1990; Silveira, 2004; Sollmann *et al.*, 2012). Onças-pintadas e onças-pardas são consideradas predadores generalistas; que se alimentam de uma grande variedade de espécies presas, como por exemplo, queixadas, veados, roedores caviomorfos de grande porte ou tatus (Oliveira, 2002). O consumo de presas destas duas espécies varia entre os diferentes biomas em que estão presentes (Astete *et al.*, 2008). Nas áreas onde a onça-pintada e a onça-parda coexistem a onça pintada apresenta maior massa corporal e preda, mais facilmente, espécies maiores do que a onça parda (Emmons, 1987; Crawshaw e Quigley, 2002; Leite e Galvão, 2002), a qual geralmente apresenta um menor tamanho corporal e preda espécies presas menores. Essa diferenciação no tamanho de presas consumidas pode ser considerada como um mecanismo para evitar a competição por recursos alimentares entre estes predadores (Iriarte *et al.*, 1990; Taber *et al.*, 1997; Scognamillo *et al.*, 2003).

Vários estudos descrevem a interações ecológicas entre a onça-pintada e a onça-parda como estratégias e adaptações comportamentais (Scognamillo *et al.*, 2003; Iriarte *et al.*, 1990; Palmeira e Barella, 2007). Entretanto, uma vez que ambas as espécies apresentam estratégias de vida semelhante, é esperado que existam mecanismos para minimizar a competição por exploração, como o uso diferenciado do habitat, distintos padrões de atividade, e/ou consumo de diferentes espécies presas. Alguns estudos mostram evidência de segregação na captura de espécies presas, sugerindo que esta partição de uso dos recursos alimentares pode ser considerada um mecanismo de coexistência (Taber *et al.*, 1997; Scognamillo *et al.*, 2003; Novack *et al.*, 2005; Foster *et al.*, 2010), enquanto outros, contraditoriamente, encontraram alta sobreposição no nicho alimentar (Núñez *et al.*, 2000; Haines, 2006). Estas contradições demonstram a necessidade de uma maior exploração dos reais mecanismos que permitam a sua coexistência (Paviolo *et al.*, 2009).

Apesar do fato da diferenciação no padrão de atividade ter sido sugerida como um mecanismo de coexistência entre estas espécies (Karant e Sunquist, 2000; Monroy-Vilchis *et al.*, 2009) muitos estudos apontam que onças-pintadas e onças-pardas que vivem no mesmo ambiente apresentam padrão de atividade similar e evitam encontros utilizando diferentes habitats de diferentes formas (Polisar *et al.*, 2003; Scognamillo *et al.*, 2003; Silveira, 2004; Harmsen *et al.*, 2009; Sollmann *et al.*, 2012). O padrão de atividade de ambas as espécies pode ser influenciado e ajustado ao de suas principais espécies presas (Iriarte *et al.*, 1990; Mendes Pontes e Chivers, 2007; Romero-Muñoz *et al.*, 2010) a fim de limitar o gasto energético na busca e captura da presa mais rentável e que apresente menor risco (Carbone *et al.*, 2007). Tal comportamento corrobora com a teoria do forrageamento ótimo proposto por MacArthur e Pianka (1967), na qual os indivíduos, por meio da seleção natural, desenvolvem estratégias que otimizam sua eficiência de forrageio, ou seja, os custos em termos energéticos envolvidos na procura, captura e manipulação da presa devem ser menores que os benefícios energéticos dos itens alimentares, maximizando a assimilação de alimentos em função do tempo ou minimizando o tempo gasto para suprir suas demandas energéticas (Krebs e Davis, 1984). Podemos incluir neste contexto a adaptação ao padrão de atividade de presas diurnas ou uma estratégia alternativa que consiste no ataque à animais em momento de baixa atividade “*non vigilant*”, podendo desta forma aumentar o sucesso de captura uma vez que a presa tende a reagir mais lentamente (Scognamillo *et al.*, 2003).

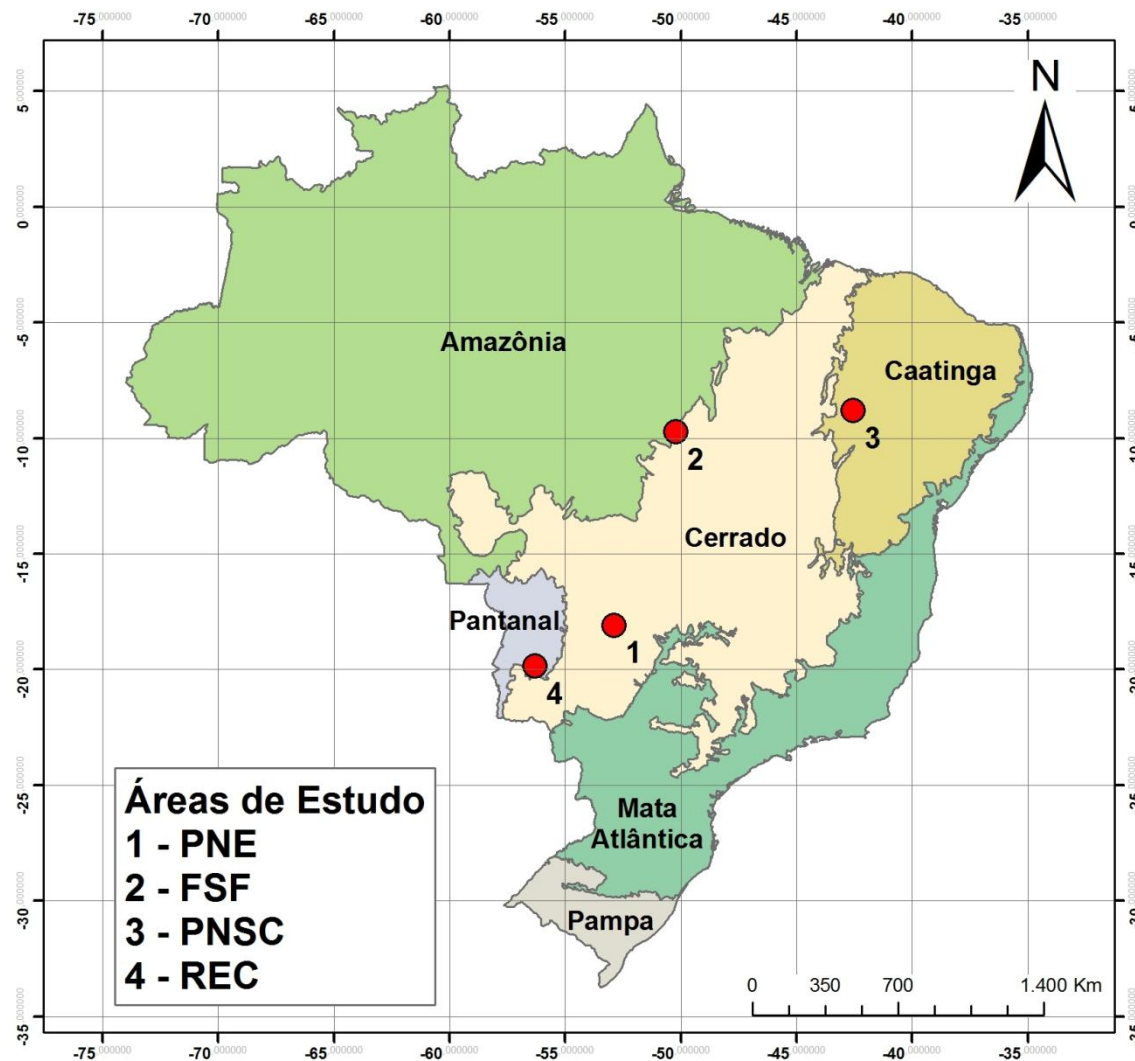
A coleta de informações do padrão de atividade diário destes felinos é difícil devido a seu comportamento críptico, por apresentarem grandes áreas de vida e baixas densidades populacionais (Karanth e Nichols, 1998; Wolff, 2001; Silveira *et al.*, 2003). Atualmente, as armadilhas fotográficas tem se mostrado a ferramenta mais útil para obter estes tipos de informações facilitando o estudo do padrão de atividade e comportamento de espécies elusivas (Silveira *et al.*, 2003; Harmsen *et al.*, 2009; Ridout e Linkie, 2009). Ao mesmo tempo, o desenvolvimento de novos métodos estatísticos permite uma avaliação mais precisa do padrão de atividade e sobreposição temporal entre estas espécies (Linkie e Ridout, 2010), pois até o presente momento os padrões de atividade das espécies são frequentemente apresentados em simples gráficos, nos quais os horários de capturas são agrupados por períodos de tempo (hora em hora) (Jácomo *et al.*, 2004; Romero-Muñoz *et al.*, 2010). Através do método de armadilhas fotográficas o presente trabalho pretende

comparar o padrão de atividade de onça-pintada e onça-parda e de suas principais espécies presas em quatro diferentes biomas brasileiros a fim de verificar se o fator tempo pode ser considerado um mecanismo de coexistência para estas espécies nas respectivas áreas de estudo.

O conhecimento sobre estes aspectos comportamentais é crucial para compreender os fatores que promovem a coexistência de onças-pintadas e onças-pardas permitindo um melhor entendimento de suas exigências ecológicas (Nuñez *et al.*, 2000; Scognamillo *et al.*, 2003). Além disso, o conhecimento do período de atividade destas espécies é relevante para o gerenciamento de esforços para pesquisa e investigação bem como para o desenvolvimento de planos de conservação e de manejo para esses dois felinos em áreas em que ambos estão ameaçados pela perda de hábitat e redução na abundância de presas preferenciais (Gomez *et al.*, 2005; Paviolo *et al.*, 2009). Contudo, o presente estudo teve como objetivo geral comparar o padrão de atividade de onças-pintadas, onças-pardas e suas principais espécies presas, utilizando dados de armadilhas fotográficas, em quatro áreas de estudo localizadas em diferentes biomas brasileiros. Especificamente pretendeu-se responder às seguintes questões: (1) Onças-pintadas e onças-pardas apresentam atividade temporal diferenciada a fim de evitar encontros, sugerindo um mecanismo de redução de competição por interferência permitindo assim a sua coexistência? (2) Existem diferenças significativas no padrão de atividade de ambas as espécies entre os diferentes biomas? (3) Há alguma evidência de sobreposição no padrão de atividade de onças-pintadas e/ou onças-pardas com suas principais presas nos mesmos biomas?

## 2. Áreas de Estudo

O presente estudo foi conduzido em duas áreas protegidas e em duas fazendas privadas localizadas em distintos biomas Brasileiros: Cerrado, Caatinga, Pantanal e Ecótono Cerrado/Amazônia (Figura 1).



**Figura 1.** Mapa dos biomas brasileiros mostrando as áreas de estudo. PNE – Parque Nacional das Emas; FSF – Fazenda Santa Fé; PNSC – Parque Nacional da Serra da Capivara; REC – Refúgio Ecológico Caiman.



## 2.1. Cerrado

O Cerrado é considerado o segundo maior bioma do país, sendo superado apenas pela Floresta Amazônica. Apresenta uma área aproximada de 2.000.000 km<sup>2</sup> ocupando quase 23% do território brasileiro. Neste bioma encontram-se as bacias Amazônica/Tocantins, do São Francisco e a bacia do Prata, as quais são consideradas as maiores bacias hidrográficas da América do Sul e também diversas nascentes de rios, resultando em um grande potencial aquífero para a biodiversidade desta região e de todo seu entorno (Sano e Almeida, 1998; Felfili *et al.*, 2005). Neste bioma há uma grande diversidade de paisagens compreendendo um mosaico de vários tipos de vegetação (Silva *et al.* 2006) (Figura 2; Figura 3) resultando em uma relevante abundância de espécies da fauna e flora, com cerca de 199 espécies de mamíferos, 837 espécies de aves, um elevado número de peixes (1200 espécies), répteis (180 espécies) e anfíbios (150 espécies) e cerca de 11.600 espécies nativas de plantas catalogadas o que torna o Cerrado brasileiro como a savana mais rica em biodiversidade do mundo (Felfili *et al.* 2005; Sano e Almeida, 1998). Porém o Cerrado vem sofrendo grande pressão antrópica. Nos últimos 50 anos este bioma vem sendo gradativamente substituído por áreas de pastagem, de lavoura, industriais e de infraestruturas e cerca de 65% de sua vegetação nativa já foi transformada, resultando em uma paisagem fragmentada (Mantovani, 1998). Com isso, as populações animais, principalmente as espécies de grande porte, sofrem grande perigo de extinção devido ao isolamento populacional causado pela fragmentação. Dessa maneira, a implementação de corredores biológicos é uma necessidade para permitir o fluxo gênico entre as populações isoladas e evitar o desaparecimento das mesmas (Felfili *et al.*, 2005). Por ser o Cerrado um dos ecossistemas mundiais mais ricos e mais ameaçados, este bioma está catalogado como um *hotspot* mundial de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). Entretanto, apesar deste reconhecimento, este bioma apresenta somente 8,21% da sua área legalmente protegida em Unidades de Conservação (MMA) e dentre estas podemos destacar o Parque Nacional das Emas, uma das áreas de estudo.



**Figura 2:** Imagem evidenciando o mosaico característico de vegetações do bioma Cerrado. Foto: Vania Foster



**Figura 3:** Imagem característica da fitofisionomia Vereda do bioma Cerrado. Foto: Vania Foster

O **Parque Nacional das Emas** (PNE; 132,000 ha) está situado na região central do Brasil, no extremo sudoeste do estado de Goiás (18°19'59"S, 52°45'00"W), próximo aos limites com os estados de Mato Grosso do Sul e Mato Grosso. É considerada uma das maiores reservas de Cerrado do país, a qual se encontra em grande parte isolada das áreas nativas ao seu redor, resultado da fragmentação causada pela intensa atividade agrícola da região (Klink e Moreira, 2002). Sua vegetação é composta por dez fitofisionomias: Mata Ciliar, Campo Úmido, Campo de Murunduns, Vereda, Mata Mesofítica de Interflúvio, Campo Limpo, Campo Sujo, Campo Cerrado, Cerrado "*strictu sensu*" e Cerradão (IBDF/FBCN, 1981) sendo majoritariamente composto por Campos Sujos (95%) onde é encontrada grande parte das espécies endêmicas deste habitat (Redford, 1983). O clima local caracteriza-se por uma acentuada estação seca, de abril a setembro, com temperaturas que variam de 40° C, durante o dia, a -1.5° C durante a noite, sendo comum a ocorrência de geadas. Chuvas constantes ocorrem entre os meses de Outubro a Março com uma precipitação média de 1.500mm (IBDF/FBCN, 1981). O Parque Nacional das Emas abriga uma ampla riqueza faunística com a presença de espécies raras e ameaçadas de extinção. Dentre os mamíferos treze espécies estão classificadas como ameaçadas de extinção (Rodrigues *et al.*, 2002) dentre elas a onça-pintada, o gato-palheiro (*Oncifelis colocolo*) e cachorro-do-mato-vinagre (*Speothos venaticus*) (Silveira, 1995; Silveira *et al.*, 1998).

## **2.2 Ecótono Cerrado/Amazônia**

O Ecótono Cerrado/Amazônia está localizado na zona de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia na região que abrange o sul do estado do Pará, sudeste do Amazonas, norte do Mato Grosso e pequenas faixas a leste de Rondônia a oeste de Tocantins. Sua área ocupa cerca de 5,0% do território nacional (IBAMA, 2003). Este ecótono, característico por apresentar a maior concentração de florestas decíduais e semidecíduais do Brasil está localizado, quase em totalidade, no chamado "arco do desmatamento" da Amazônia Legal - área de grande pressão antrópica totalizando, atualmente, um desmatamento de 60% da sua área nativa (Silva, 2007). Esta região apresenta um mosaico de ecossistemas muito peculiares o qual abriga uma grande biodiversidade de espécies em especial as endêmicas e em risco de extinção (Pinheiro e Dornas, 2009; Negrões *et al.*, 2010) Na região do ecótono estão presentes duas Unidades de Conservação: o Parque Estadual do Cantão (PEC) (Figura 4) banhada e alagada pelos rios Javaés/Araguaia e Côco, e a Área de Proteção

Ambiental Ilha do Bananal/Cantão caracterizada pela composição vegetal do Cerrado com influência amazônicas. Tais Unidades de Conservação mesmo legalmente protegidas, principalmente o PEC, vem sendo alteradas progressivamente. Nossa área de estudo está localizada próxima ao PEC, em uma propriedade privada denominada Fazenda Santa Fé.



**Figura 4:** Imagem da Unidade de Conservação, Parque Estadual do Cantão (TO), representante do ecótono Cerrado/Amazônia. Foto: Naturantins

A **Fazenda Santa Fé** (FSF; 09°34'16"S, 50°21'45"W) é uma propriedade privada situado no ecótono Cerrado/Amazônia no sudeste do Estado do Pará. A FSF é uma fazenda de gado de corte constituída por 65,000 ha, que inclui 30,000 ha de reserva protegida, composta por floresta tropical sazonal semi-decídua que se estende para além das fronteiras agrícolas (Negrões *et al.*, 2010). A área de pastagem ocupa 35 % da fazenda. A propriedade está situada no chamado arco do desflorestamento; uma região ao longo da fronteira sul da Amazônia, exposta a fortes impactos antropogênicos os quais resultam em um mosaico de paisagem constituída de fazendas agrícolas e fragmentos de florestas de vários tamanhos (Morton *et al.*, 2006). O clima local caracteriza-se por uma forte sazonalidade com uma estação chuvosa característica de Outubro a Março e uma estação seca entre Abril e Setembro.

### 2.3 Caatinga

O bioma semi-árido da Caatinga é o único bioma exclusivamente brasileiro com uma área de aproximadamente 850.000 Km<sup>2</sup> ocupando cerca de 11% do território nacional na região Nordeste, com algumas áreas no estado de Minas Gerais (MMA, 2004; Prado, 2003). Este bioma é caracterizado por clima extremamente quente e semi-árido com menos de 1.000 mm de chuva por ano, a qual é distribuída dentro de um intervalo de três a seis meses, sendo que em alguns anos esta média pode cair pela metade caracterizando o fenômeno denominado “seca” (MMA, 2004). Como resultado desta deficiência hídrica a fauna e flora, ali presentes, estão adaptadas a estas condições extremas, o que acabou resultando evolutivamente em uma alta taxa de endemismos (Sampaio, 1995; MMA, 2004; Leal *et al.*, 2005). A Caatinga apresenta grande heterogeneidade de paisagens formadas por um mosaico de tipos de vegetação, em geral caducifólia, xerófila, e na maioria das vezes espinhosa, a qual varia com a disponibilidade de água, e também possui uma elevada biodiversidade (Coimbra-Filho e Câmara, 1996) (Figura 5; Figura 6). Entretanto, este bioma é o que apresenta menor número de trabalhos científicos. Ainda assim, dados atuais confirmam a presença de 932 espécies de plantas, 148 espécies de mamíferos, 510 espécies de aves, 97 espécies de répteis e 45 de anfíbios, sendo que muitas destas espécies são endêmicas deste bioma (Leal e Silva, 2003; MMA, 2004; Leal *et al.*, 2005). O uso inadequado do solo e dos recursos naturais desta região colocou a Caatinga com o bioma mais ameaçado do Brasil com apenas 7% do seu território delimitados como Unidades de Conservação e somente 1% como Unidade de Proteção Integral (MMA, 2004; Leal *et al.*, 2005). Uma dessas unidades, e a maior delas, é o Parque Nacional da Serra da Capivara, área de estudo deste trabalho.





**Figura 5:** Paisagem do bioma Caatinga na época chuvosa. Foto: MMA, disponível em [www.mma.gov.br](http://www.mma.gov.br)



**Figura 6:** Paisagem do bioma Caatinga na época seca. Foto: Maristela Crispim

O **Parque Nacional da Serra da Capivara** (PNSC; 26°50'S, 42° 19'47"W) está situado ao Sul do estado do Piauí, no semi-árido bioma da Caatinga no nordeste do Brasil. Com uma área de 129,149 ha é considerada uma das maiores áreas protegidas deste bioma. Topograficamente é composto por platôs rodeados por barrancos de alturas que variam de 50 a 200 metros cobertos por vegetação arbustiva alta apresentando 6 a 10 metros de altura, a qual é predominante no parque. O PNSC também apresenta outros tipos de vegetação bem diversificados que variam de florestas méxicas nos canyons até formações arbustivas nas áreas rochosas (Emperaire, 1984). Esta região é caracterizada por uma estação seca marcante que se estende de Outubro a Abril com pouquíssima chuva e temperaturas que podem chegar a 45°C e uma estação chuvosa pouco marcante que ocorre entre os meses de Setembro a Março. Nesta região a precipitação média anual é de 640 mm, sendo que 20% desta média pode ocorrer em um único dia e 60% em um único mês (Emperaire, 1984; Sampaio, 1995). Este Parque preserva grande diversidade de mamíferos como, por exemplo, onças pintadas, onças pardas, tamanduás bandeira (*Mymecophaga tridactyla*), tatus e o endêmico mocó (*Kerodon rupestris*) (FUMDHAM, 1998). É de grande importância ressaltar a concentrada presença de onças-pintadas melânicas nesta região, porém o real motivo desta concentrada presença ainda permanece obscuro (Silveira *et al.*, 2009).

## **2.4 Pantanal**

O bioma Pantanal, com aproximadamente 160.000 km<sup>2</sup> ocupando 2% do território nacional, é uma das maiores planícies inundáveis do planeta (Figura 7). Localizado na bacia hidrográfica do Alto Paraguai nos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul é reconhecido nacional e internacionalmente por sua extraordinária riqueza da biota aquática e terrestre, sendo considerado pela Unesco como Reserva da Biosfera e Patrimônio Mundial Natural (Alho *et al.*, 2003; MMA, 2010). O Pantanal apresenta um mosaico de habitats heterogêneos com formações vegetais influenciadas pela presença dos quatro biomas do seu entorno (Floresta Amazônica, Cerrado (majoritariamente), Chaco e Floresta Atlântica) composto por vários tipos de vegetação tais como a savana arborizada, savana florestada, savana gramíneo-lenhosa, pastagem e floresta estacional semi-decidual aluvial (MMA, 2010) (Figura 8). Em relação às estações climáticas, o Pantanal apresenta duas estações bem definidas: uma chuvosa que geralmente ocorre entre os meses de Outubro a

Março com uma precipitação média que varia de 1.200mm a 1.400 mm e uma estação seca que ocorre entre os meses de Abril e Setembro (Rizzini *et al.*, 1988). Devido a heterogenidade paisagística presente nesta região, o Pantanal abriga alta concentração e abundância de animais selvagens com aproximadamente 124 espécies de mamíferos, apresentando as maiores concentrações de espécies ameaçadas como o veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*), o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), a ariranha (*Pteronura brasiliensis*) e a onça-pintada; 463 espécies de aves, 41 espécies de anfíbios, 177 espécies de répteis e mais de 260 espécies de peixes (Harris *et al.* 2005). Esta região também é muito importante como rota migratória de aproximadamente 130 espécies de aves (Nunes e Tomas, 2004). No entanto, recentes tendências de desenvolvimento tais como a exploração intensiva da pesca e da pecuária, acompanhadas pelo desmatamento e a degradação dos cursos de água, vem gradativamente ameaçando a dinâmica periódica de inundação desta região e consequentemente ameaçando também o frágil equilíbrio dos ecossistemas do Pantanal (MMA, 2007). Embora o Pantanal tenha o reconhecimento da Unesco e seja considerado Área Úmida de Importância Internacional pela Convenção Ramsar, pequena é a área protegida oficialmente. Somente 2,5 % deste bioma estão protegidos em forma de Parque Nacional, Estadual ou reservas privadas que acabam por proteger uma pequena fração da biota desta região. No entanto é importante ressaltar a crescente iniciativa de conservação vinda do setor privado através da implementação de reservas privadas (Reservas Particulares do Patrimônio Natural) (Harris *et al.*, 2005). A conservação da vegetação terrestre e aquática deste bioma é extremamente importante para a preservação de toda a diversidade de espécies nele presente, com isso, é necessário que sejam desenvolvidos modelos socioeconômicos que consigam conciliar a conservação com a crescente utilização dos recursos naturais, para a preservação deste bioma.





**Figura 7.** Imagem evidenciando a planície inundada no Pantanal. Foto: Grasiela Porfírio



**Figura 8.** Imagem evidenciando o mosaico de paisagens no bioma Pantanal. Foto: Grasiela Porfírio.

O **Refúgio Ecológico Caiman** (REC, 19°57'39"S, 56°18'20"W) é predominantemente uma fazenda de gado cobrindo uma área de 53,000 ha, dos quais 7.000 ha são protegidos. Localizado no Pantanal do estado de Mato Grosso do Sul, a vegetação do REC consiste de um mosaico de várzea, campos, savanas, cerrados, savanas arbóreas, florestas de mata ciliar e pastagens com lagos artificiais como fonte de água para o gado e para a vida selvagem (Silva e Abdon, 1998; Crawshaw e Quigley, 1991; Porfírio, 2009). O clima da região é sazonal com uma estação seca que ocorre entre Abril e Setembro com períodos de chuvas menos frequentes e uma média de precipitação mensal de 49,3 mm, sendo comuns longos períodos de estiagem. De Outubro a Março, as chuvas são mais intensas com uma precipitação mensal de 161,5 mm, caracterizando a estação chuvosa (Crawshaw e Quigley, 1984). Esta fazenda combina atividades de pecuária, ecoturismo e conservação ambiental desde a década de 80.

### 3. Materiais e Métodos

#### 3.1 Armadilhas Fotográficas

No presente estudo, para avaliar o padrão de atividade de onças-pintadas e onças-pardas, e de suas potencias espécies presas, foram utilizados dados de amostragens realizadas com armadilhas fotográficas. As armadilhas fotográficas, ativas por sensores infravermelhos, vêm sendo uma ferramenta essencial para o estudo da atividade diária de várias espécies, principalmente as crípticas. Esses equipamentos fornecem os dados fundamentais e necessários para realizar análises mais precisas do padrão de atividade das espécies, diferentemente de outras metodologias em que a visita do animal ou mesmo o seu registro são infrequentes (Ridout e Linkie, 2009). Foram instaladas 119 estações no período de Março a Junho de 2008 e 110 estações no período de Junho a Novembro de 2010 no PNE; 34 estações no período de Fevereiro a Novembro de 2007 na FSF; 71 estações no período de Setembro de 2009 a Janeiro de 2010 no PNSC, e 142 estações no período de Janeiro de 2001 a Janeiro de 2005 no REC, em um grid com espaçamento de aproximadamente 2 – 3 km entre elas (Silver, 2004) (Tabela 1). Cada estação consiste em duas câmeras de infravermelho passivo de frente uma para outra, com exceção da amostragem realizada no REC onde cada estação consistiu de apenas uma câmera. Todas as estações foram instaladas em estradas de terra ou trilhas, aproximadamente 40-50 cm acima do solo. Foram utilizadas dois tipos de câmeras: LeafRiver C1-BU (Vibrashine Inc.<sup>®</sup>, Taylorsville, USA) (Figura 9) e Camtrakker (CamTrakker<sup>®</sup>, Watkinsville, GA) (Figura 10). Durante os períodos de amostragem todas as estações foram checadas no intervalo de 10 a 15 dias para troca de filmes e baterias quando necessário. As câmeras foram programadas para funcionar por 24h/dia em locais sombreados ou somente durante a noite em locais expostos diretamente à luz solar, uma vez que as câmeras podem ser facilmente acionadas pela luz solar em áreas abertas. Somente dados de armadilhas programadas para trabalhar 24h/dia foram usadas para o estudo de padrão de atividade de nossas espécies focais (Tabela 1).





**Figura 9.** Câmera LeafRiver® utilizada nas amostragens. Foto: Vania Foster



**Figura 10.** Câmera Camtrakker® sendo instalada pela pesquisadora. Foto: Vania Foster

Para evitar o esgotamento do filme, devido à passagem constante em frente à câmera de um mesmo animal ou de grupos de animais, como queixadas, a mesma foi programada com um intervalo de cinco minutos entre cada foto (Silveira, 2004).

**Tabela 1.** Período em que as amostragens foram realizadas com armadilhas fotográficas, número de estações (o número de estações programadas para funcionar 24h estão entre parênteses) e o total de dias amostrados nas campanhas realizadas nas quatro áreas de estudo no Brasil.

Bioma	Área de estudo	Período de amostragem	Número de estações	Dias amostrados
Cerrado	PNE	Março - Junho/2008	119 (96)	9639
		Março - Junho/2010	110 (17)	6930
Ecótono	FSF	Fevereiro - Novembro/2007	34 (34)	2176
Caatinga	PNSC	Setembro/2009 - Janeiro/2010	71 (71)	8804
Pantanal	REC	Janeiro/2002 - Janeiro/2005	142 (142)	7100

PNE – Parque Nacional das Emas; FSF – Fazenda Santa Fé; PNSC – Parque Nacional da Serra da Capivara; REC – Refúgio Ecológico Caiman.

### 3.2 *Espécies Presas*

Para comparar o padrão de atividade de predadores e suas respectivas espécies presas, foram selecionadas as espécies mais representativas na dieta de cada predador em cada um dos biomas, baseado nas espécies presas que ocorrem com uma frequência relativa maior que 50% como descrito em estudos anteriores (Wolff, 2001; Crawshaw e Quigley, 2002; Azevedo e Murray, 2007; Astete *et al.*, 2008; Sollmann, 2010) (Tabela 2), mas com algumas exceções como descrito a seguir. Para onças-pintadas no PNSC, o tatupeba (*Euphractus sexcinctus*) foi a espécie mais frequentemente consumida, com uma ocorrência de 55 % nas amostras de fezes (Instituto Onça-Pintada, dados não publicados). Contudo, o baixo número de registros fotográficos para esta espécie (n=5) impossibilitou uma análise robusta. Por este motivo, foi escolhido para as análises o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), que foi a segunda espécie presa mais consumida com uma frequência de ocorrência de 22,4 % nas análises de fezes e que representou 22 % da biomassa consumida (Instituto Onça-Pintada, dados não publicados). Na FSF, a família Tayassuidae, junto com o gado e o tamanduá-mirim representaram as principais espécies

presas para onças-pintadas (17%, 14% e 14% de ocorrência relativa, respectivamente) (Instituto Onça-Pintada, dados não publicados). Devido à ausência de registros fotográficos para tamanduá-mirim e gado, foram escolhidas espécies da família Tayassuidae para representar a principal espécie presa nesta área. Devido à falta de informações sobre os hábitos alimentares de onças-pardas na FSF, não foram realizadas análises para esta espécie e sua principal presa para esta região.

**Tabela 2.** Principais espécies presas citadas na literatura para onça-pintada e onça-parda para as quatro áreas de estudos no Brasil e suas respectivas porcentagens de ocorrência na dieta.

Área de estudo	Espécies presas	Ocorrência (%)
	Onça-pintada	
REC	Capivara ( <i>H. hydrochaeris</i> ) <sup>d</sup>	47.5
PNE	Tamanduá bandeira ( <i>M. tridactyla</i> ) <sup>a</sup>	75
PNSC	Tamanduá mirim ( <i>T. tetradactyla</i> ) <sup>b</sup>	22
FSF	Catetos (Tayassuidae) <sup>b</sup>	17
	Onça-parda	
REC	Capivara ( <i>H. hydrochaeris</i> ) <sup>e</sup>	60
PNE	Tatus (Dasypodidae) <sup>b</sup>	53
PNSC	Tatu-galinha ( <i>D. novemcinctus</i> ) <sup>c</sup>	71

References: <sup>a</sup> Sollmann, 2010; <sup>b</sup> Jaguar Conservation Fund (unpub data); <sup>c</sup> Wolff, 2001; <sup>d</sup> Astete *et al.*, 2008; <sup>e</sup> Crawshaw and Quigley 2002; ENP – Emas National Park; SFR – Santa Fé Ranch; SCNP – Serra da Capivara National Park; REC – Refúgio Ecológico Caiman.

### 3.2 Análises Estatísticas

Todas as câmeras registraram o horário e a data em cada uma das fotografias. Esta informação foi compilada para onças-pintadas, onças-pardas e espécies presas (Tabela 2). A fim de evitar autocorrelação, utilizaram-se somente fotografias da mesma espécie a partir da mesma câmera, desde que tenha sido obtida com uma hora de intervalo de confiança, exceto quando foi possível identificar indivíduos distintos (Silveira *et al.*, 2003; Linkie e Ridout, 2011). Neste caso, se houverem duas visitas consecutivas na mesma câmera por dois indivíduos diferentes dentro de um período de uma hora, serão

consideradas duas capturas independentes, caso contrário não. A atividade de onças-pintadas, onças-pardas e suas espécies presas foram classificadas com base nos critérios de Gomez *et al.* (2005) que diferencia a atividade das espécies em quatro categorias: diurna, noturna, catemeral e crepuscular. Esta última categoria é definida como eventos que ocorrem uma hora antes e depois do nascer e pôr do sol. O horário exato do nascer e pôr do sol foram determinados através do software Moonrise 3.5, que utiliza o horário, data e coordenadas de cada registro fotográfico para realizar os cálculos. Para evitar definições incorretas dos padrões de atividade das espécies, os horários de captura foram convertidos para o tempo solar através da fórmula:

$$LSot = LST + 4min + (LL - LSTM) + ET$$

Onde:  $LST$  = horário da captura, ajustado através do software Moonrise 3.5;

$LL$  = A longitude do ponto de captura; positivo quando estiver ao Leste e negativo quando estiver a Oeste;

$LSTM$  = O tempo padrão meridiano, medido em graus, que atravessa o centro de cada fuso horário. Esse valor é calculado multiplicando as diferenças na hora de *Greenwich Mean Time* por 15 graus.

$ET$  = Equação do tempo (EOT) ajustado em minutos

$$EOT = 9,87 * \text{sen}(2B) - 7,53 * \text{cos}(B) - 1,5 * \text{sen}(B)$$

Onde  $B = 360 (N - 81) / 365$  e  $N$  = o número do dia sendo 1º de janeiro o dia 1.

Como o tempo solar é baseado na posição do sol no céu, o resultado compensa os fusos horários e horários de verão existentes nas áreas de estudo, tornando as comparações entre elas possíveis.

Para quantificar a sobreposição entre o padrão de atividade de onças-pintadas, onças-pardas e suas principais presas, foram utilizadas estimativas de densidade kernel através de duas abordagens desenvolvidas por Ridout e Linkie (2009). A primeira abordagem consiste na estimativa de cada padrão de atividade separadamente usando estimativas da densidade kernel, que agrupa os registros fotográficos em categorias discretas de tempo, tratando as como amostras aleatórias de uma distribuição subjacente contínua. Nesta fase, foi calculada a proporção de atividade por cada período (diurna,

noturna, catemeral e crepuscular) pela integração das áreas entre as curvas de atividade para cada respectivo período que corresponde à probabilidade de observação do animal durante aquele período de tempo. Para a segunda abordagem foi calculado o coeficiente de sobreposição ( $\Delta$ ), que varia de 0 (nenhuma sobreposição) a 1 (completa sobreposição) (Ridout e Linkie, 2009). Os autores apresentam três métodos alternativos para calcular o coeficiente de sobreposição denominados  $\Delta_1$ ,  $\Delta_4$  e  $\Delta_5$ , onde sugerem a utilização do  $\Delta_1$  para amostras de pequeno tamanho, o  $\Delta_4$  para amostras grandes e  $\Delta_5$  para amostra que apresentem dados tendenciosos. Aqui, foi utilizado o estimador  $\Delta_1$  que é o mais adequado para amostras de tamanhos pequenos (Ridout e Linkie, 2009). Este coeficiente é definido como:  $\Delta_1 = \int_0^1 \min\{\hat{f}(t), \hat{g}(t)\} dt$ , onde  $\hat{f}(t)$  e  $\hat{g}(t)$  são as duas funções de atividade de tempo  $t$  sendo comparada.

As análises estatísticas foram executadas no software R 2.13.0 (R Core Development Team, 2009) usando uma adaptação de scripts desenvolvidos por Linkie e Ridout (2011) disponível em <http://www.kent.ac.uk/ims/personal/msr/overlap.html>. As comparações foram feitas entre as espécies na mesma área de estudo e entre as mesmas espécies em diferentes áreas de estudo.

Anteriormente ao agrupamento de vários anos de amostragens para uma mesma análise verificou-se a presença ou não de mudanças significativas no padrão de atividade das espécies focais. Devido à proximidade de todas as áreas de estudo com o Equador estas apresentam apenas uma pequena diferença de horas solares durante todo o ano (aproximadamente de uma hora). Foi realizado um boxplot das horas solares diárias durante os anos dos períodos de estudo para todas as áreas para verificar a presença ou não de diferenças significativas no padrão de atividade entre os diferentes anos e estações, permitindo o agrupamento de amostragens realizadas em diferentes épocas. Uma vez que os dados estavam distribuídos normalmente, foi aplicada a análise de variância (Anova), um fator, para verificar a existência de diferença significativa no período solar entre as quatro áreas de estudo. O coeficiente de sobreposição  $\Delta_1$  foi também utilizado para verificar a ocorrência ou não de mudanças significativas no padrão de atividade das espécies focais através do agrupamento de diferentes anos amostrais e consequentemente diferentes estação em cada área de estudo.



#### 4. Resultados e Discussão

Foram obtidos um total de 1.608 registros independentes de onças-pintadas, onças-pardas e suas principais espécies presas. O maior número de registros para as espécies focais foram obtidas no REC, enquanto que para onça-pintada e onça-parda o maior número de registros foi obtido no PNSC (Tabela 3).

**Tabela 3.** Número de registros e a taxa de captura (por 100 *trap-days*) para onça-pintada, onça-parda e suas principais espécies presas nas quatro áreas de estudo.

Espécies	Área de estudo			
	REC	PNE	PNSC	FSF
Registros e Taxa de Captura				
Onça-pintada	111 (4.7)	74 (2.3)	170 (3.3)	89 (7.3)
Onça-parda	96 (3.9)	40 (2.0)	112 (2.9)	81 (6.6)
Tamanduá bandeira	105 (4.5)	110 (3.0)	-	1 (4.5)
Cateto	171 (8.0)	7 (1.5)	39 (4.0)	33 (4.3)
Capivara	105 (8.2)	-	-	7 (2.7)
Tamanduá mirim	11 (2.0)	2 (1.3)	27 (1.9)	-
Tatus	37 (4.1)	49 (2.4)	115 (2.9)	16 (2.8)

REC – Refúgio Ecológico Caiman; PNE – Parque Nacional das Emas; PNSC – Parque Nacional da Serra da Capivara; FSF – Fazenda Santa Fé.

Nas análises realizadas para verificar a possibilidade do agrupamento de diferentes anos para uma mesma análise obteve-se os seguintes resultados: A análise realizada pela Anova (um fator) não revelou nenhuma diferença significativa no período solar entre as quatro áreas durante os estudos ( $F_{3,36} = 1.347$ ,  $p = 0.274$ ), permitindo o agrupamento e comparação entre diferentes anos de amostragens. Para o PNE foi verificado um  $\Delta_1$  de 0.83 entre as amostragens realizadas nos anos de 2008 e 2010 para onça-pintada e  $\Delta_1$  de 0.78 para a onça-parda, resultado relativamente alto para o agrupamento dos dados. Para a FSF foi comparado os dados das amostragens realizadas entre 2006 e 2007 e também foi confirmada alta similaridade entre os anos (0.93 para onça-pintada e 0.78 para onça-parda). Relativamente ao PNSC foram comparados dados de amostragens realizadas em duas estações: seca e chuvosa e o resultado indicou alta sobreposição permitindo o agrupamento

destes dados ( $\Delta_1$  de 0.86 para onça-pintada e 0.82 para onça-parda). Finalmente para o REC foi realizada comparações entre todos os anos amostrados e os resultados apresentaram uma média de  $\Delta_1$  de 0.77 (SE=0.01) para onça-pintada e uma média de  $\Delta_1$  de 0.73 para onça-parda (SE=0.11); e entre as estações (seca e chuvosa) verificou-se uma média de  $\Delta_1$  de 0.73 (SE=0.12) para onça-pintada e  $\Delta_1$  de 0.85 para onça-parda. Estes resultados indicaram claramente que é aceitável, dentro de cada área, agrupar dados coletados em estações e anos diferentes, uma vez que não há significativas mudanças nos padrões de atividades.

#### **4.1 Padrão de Atividade**

Através das análises realizadas pelo método desenvolvido por Ridout e Linkie (2009) foi possível verificar que no geral, o padrão de atividade de onça-pintada e onça-parda demonstrou intensa atividade noturna e crepuscular (0.69 e 0.14 densidade kernel, respectivamente para onça-pintada e 0.68 e 0.19 densidade kernel, respectivamente para onça-parda). O padrão de atividade das onças-pintadas foram similares entre todas as áreas de estudo, com uma média de  $\Delta_1$  de 0.73 (SE = 0.05) (Tabela 4). Na análise entre as áreas de estudo o padrão de atividade da onça-pintada foi mais semelhante entre o PNE e PNSC ( $\Delta_1$  = 0.85; SE = 0.03), onde as espécies mostraram pouquíssima atividade diurna (Figura 11; Tabela 4). A menor média do índice de sobreposição entre outras áreas foi observada para FSF ( $\Delta_1$  = 0.65; SE = 0.03). Aqui, embora predominantemente noturna, as espécies apresentaram picos de atividade em sua maioria por volta do anoitecer (Figura 11). A média da sobreposição observada com outras áreas foi de 0.74 (SE = 0.04).

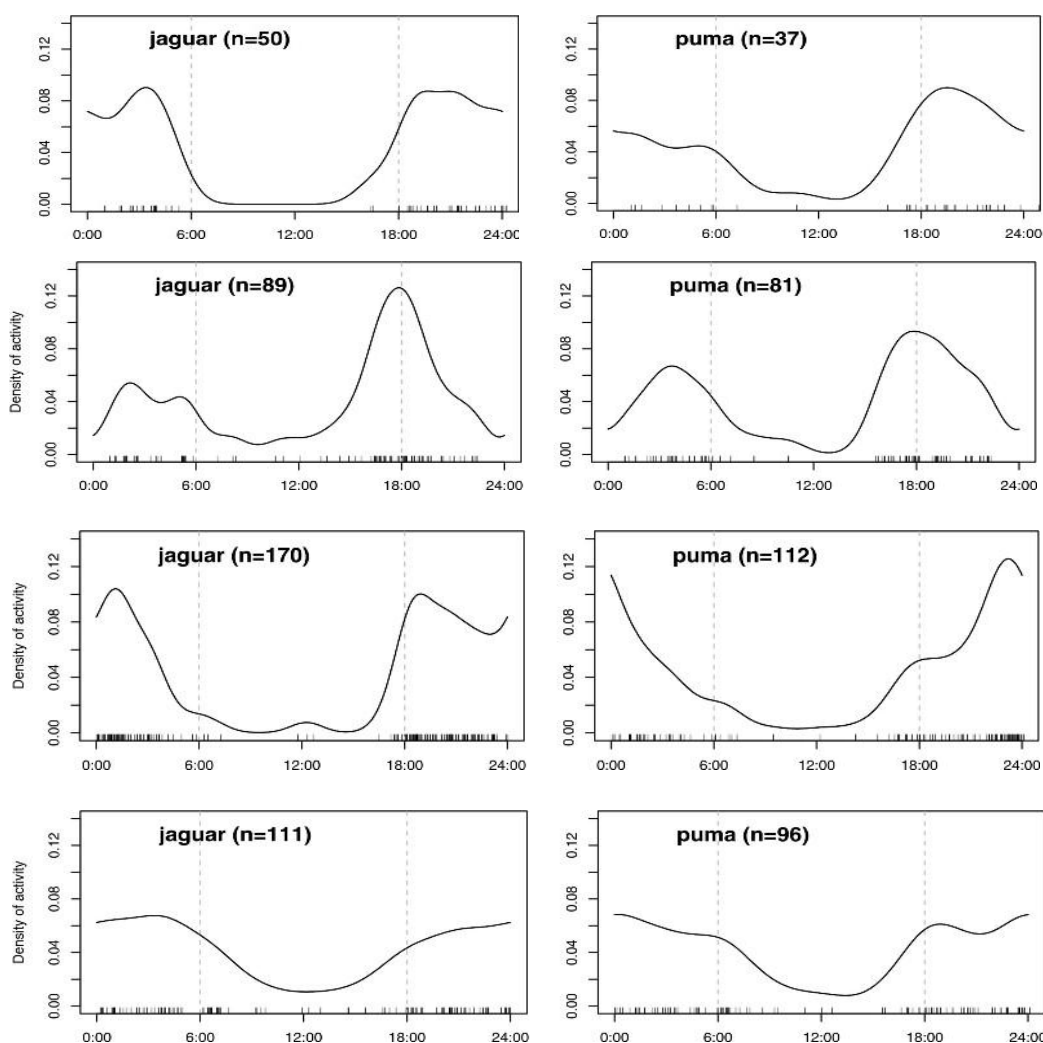
Em relação à onça parda, o padrão de atividade verificado foi muito similar entre as áreas de estudo, com um coeficiente de sobreposição médio de 0.80 (SE = 0.03) (Tabela 4). Foi observada uma maior atividade diurna no REC (0.15 de densidade kernel). No PNSC, quase nenhuma atividade diurna foi observada (Figura 11) e aqui também foi observado a menor média do coeficiente de sobreposição com as outras áreas de estudo ( $\Delta_1$  = 0.77; SE = 0.05). Este padrão de atividade predominantemente noturno corrobora com os resultados obtidos na floresta tropical de Belize (Harmsen *et al.*, 2009), no qual o padrão de atividade de onças-pintadas e onças-pardas apresentaram-se predominantemente noturno. Embora no PNE e na FSF ambos felinos apresentem principalmente atividade noturna com picos de atividades entre as 18:00h e 04:00h, a onça-parda apresentou picos de atividade diurna no PNE, enquanto que a onça-pintada apresentou picos de atividades diurna somente na FSF, corroborando com os resultados obtidos nos Llanos da Venezuela

(Scognamillo *et al.*, 2003). No REC, tanto a onça-pintada quanto a onça-parda apresentaram maior atividade diurna do que nos outros biomas, estes resultados confirmam as observações feitas por Crawshaw e Quigley (1991; 2002). Este comportamento diurno pode estar associado ao período de maior vulnerabilidade da sua principal espécie presa deste bioma, a capivara, a qual apresenta metabolismo mais lento durante o dia passando grande parte do tempo na lama ou próximos a corpos d'água facilitando sua captura pelos predadores (Scognamillo *et al.*, 2003).

**Tabela 4.** Valores do coeficiente de sobreposição ( $\Delta_1$ ) do padrão diário de atividade de onças-pintadas e onças-pardas entre as quatro áreas de estudos em diferentes biomas brasileiros (o intervalo de confiança - 95% “*bootstrap*” - estão entre parênteses) .

Coeficiente de sobreposição (Kernel density - $\Delta_1$ )			
Onça-pintada	FSF	REC	PNSC
PNE	0.62 (0.49-0.74)	0.78 (0.66-0.83)	0.85 (0.68-0.88)
PNSC	0.64 (0.55-0.70)	0.75 (0.60-0.78)	-
REC	0.68 (0.56-0.80)	-	-
Onça-parda			
PNE	0.85 (0.68-0.91)	0.85 (0.68-0.91)	0.81 (0.59-0.87)
PNSC	0.68 (0.58-0.76)	0.82 (0.68-0.88)	
REC	0.79 (0.68-0.86)	-	-

PNE – Parque Nacional das Emas; FSF – Fazenda Santa Fé; PNSC – Parque Nacional da Serra da Capivara; REC – Refúgio Ecológico Caiman.



**Figura 11.** Valores da densidade Kernel da atividade de onças-pintadas e onças-pardas (linhas sólidas) no Parque Nacional das Emas (linha 1, topo), Fazenda Santa Fé (linha 2), Parque Nacional da Serra da Capivara (linha 3) e Refúgio Ecológico Caiman (linha 4). Os registros individuais estão apresentados nas linhas verticais menores no eixo-x. O tracejado cinza representa o tempo aproximado do nascer e por do sol.

No presente estudo não foi observada forte partição temporal entre onças-pintadas e onças-pardas em nenhum dos biomas estudados. Ambas as espécies apresentaram similar atividade noturna e crepuscular. A comparação do padrão de atividade diário entre estas espécies apresentou valores de  $\Delta_1$  alto e muito similar em todas as áreas de estudo (média de  $\Delta_1 = 0.86$ ;  $SE=0.15$ ). O menor coeficiente de sobreposição foi observado no PNSC (0.82), seguido pelo PNE (0.83) e FSF (0.85) e o maior coeficiente de sobreposição foi observado no REC (0.95). Essas observações corroboram com os resultados de estudos

conduzidos nos Llanos na Venezuela (Scognamillo *et al.*, 2003), na floresta tropical de Belize (Harmsen *et al.*, 2009) e no Cerrado brasileiro (Silveira, 2004). A adaptação do padrão de atividade entre espécies que vivem em simpatria tem sido proposta como um mecanismo para minimizar a competição por interferência no momento do forrageio, principalmente através da existência de diferenças nas atividades diárias (Gotelli e Graves, 1996; Durant, 1998). Contudo, a partição temporal é raramente considerada como o principal mecanismo que potenciais competidores utilizam para reduzir a competição. É mas comum que estes animais segreguem em termos de recursos alimentares e na utilização do habitat (Schoener, 1974).

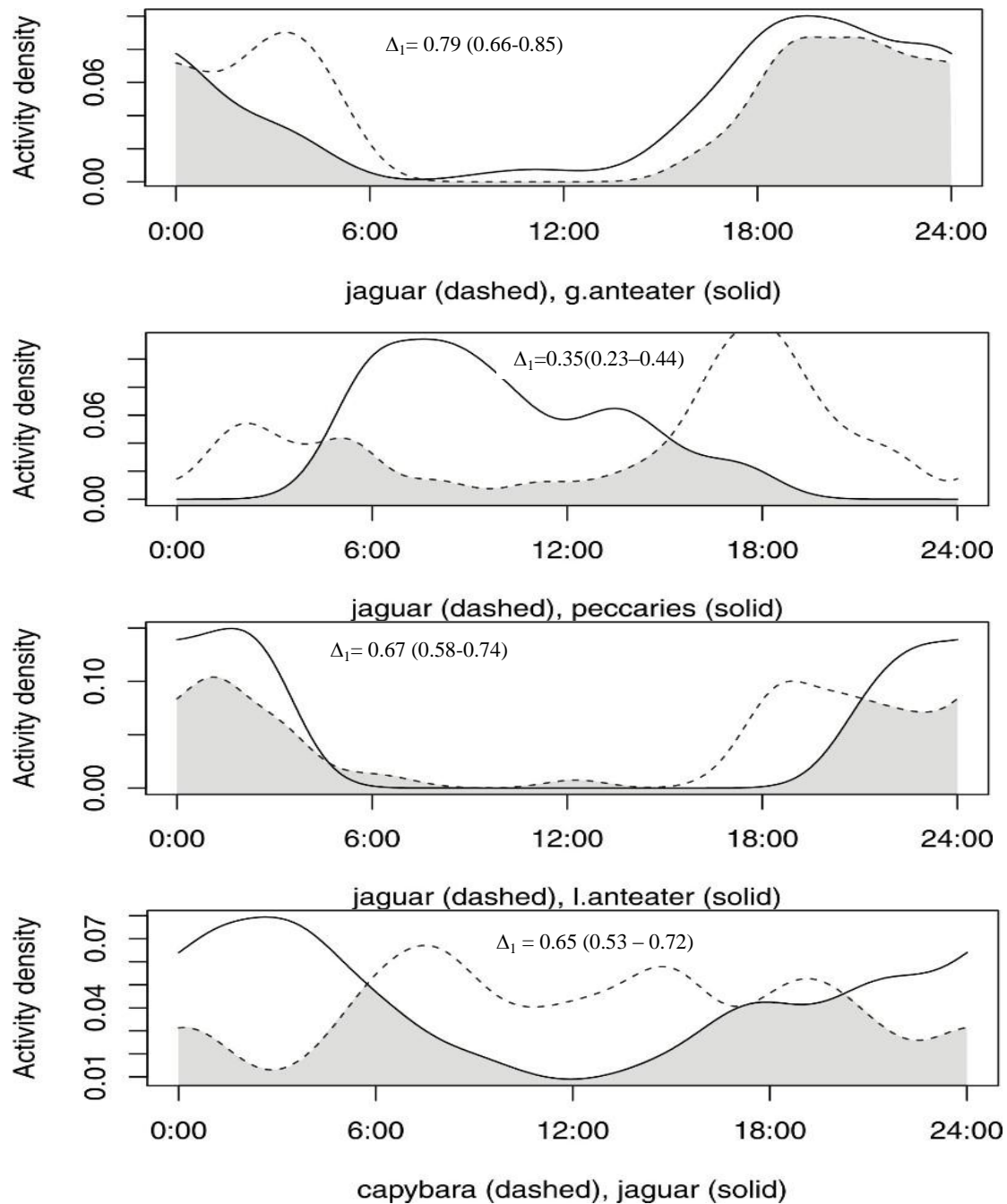
Considerando o padrão de atividade das espécies presas, o tamanduá mirim e as espécies de tatus apresentaram maior atividade noturna (1.00 e 0.90 de densidade kernel, respectivamente), ambos com picos de atividade ao amanhecer e ao entardecer (Figura 12 e Figura 13). O padrão de atividade do tamanduá bandeira (*Mirmecophaga tridactyla*) foi também predominantemente noturno (0.59 de densidade kernel), apresentando picos durante a primeira metade da noite. A atividade da capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) foi catemeral com alguns picos de atividades durante o dia e no começo da noite (Figura 5 e Figura 6). Os catetos (representantes dos tayassuideos) foram a única espécie presa a demonstrar atividade predominantemente diurna com 0.68 de probabilidade de kernel.

Relativamente ao coeficiente de sobreposição dos padrões de atividade de onça-pintada e suas principais espécies presas foi observado um  $\Delta_1$  médio de 0.62 (SE = 0.14). A maior concordância de atividade foi observada para o tamanduá bandeira no PNE e a menor para os catetos na FSF (Figura 12). Para a onça-parda, o  $\Delta_1$  médio entre suas espécies presas foi de 0.69 (SE = 0.08), variando entre 0.60 para os tatus no PNE e 0.80 para o tatu galinha no SCNP (Figura 13). Estes resultados corroboram com a teoria de captura oportunista, que afirma que os predadores ajustam o seu período de atividade ao de suas presas para reduzir o gasto energético no forrageamento (Sunkist e Sunkist, 1989). Por exemplo, no REC, onças-pintadas e onças-pardas possuem similar dieta, baseada na capivara, e similar padrão de atividade diário. Nesta área de estudo existe uma alta abundância de capivaras as quais são diferentemente predadas pelas onças-pintadas e pelas onças-pardas. As onças-pintadas preferem capivaras maiores (> 15 kg) (Azevedo e Murray, 2007; Crawshaw e Quigley, 2002) enquanto que as onças-pardas predam, na sua maioria, capivaras de pequeno e médio porte (1-15 kg) (Iriarte *et al.*, 1990; Scognamillo *et al.*, 2003; Emmons, 1987). Este comportamento pode ser considerado um importante fator

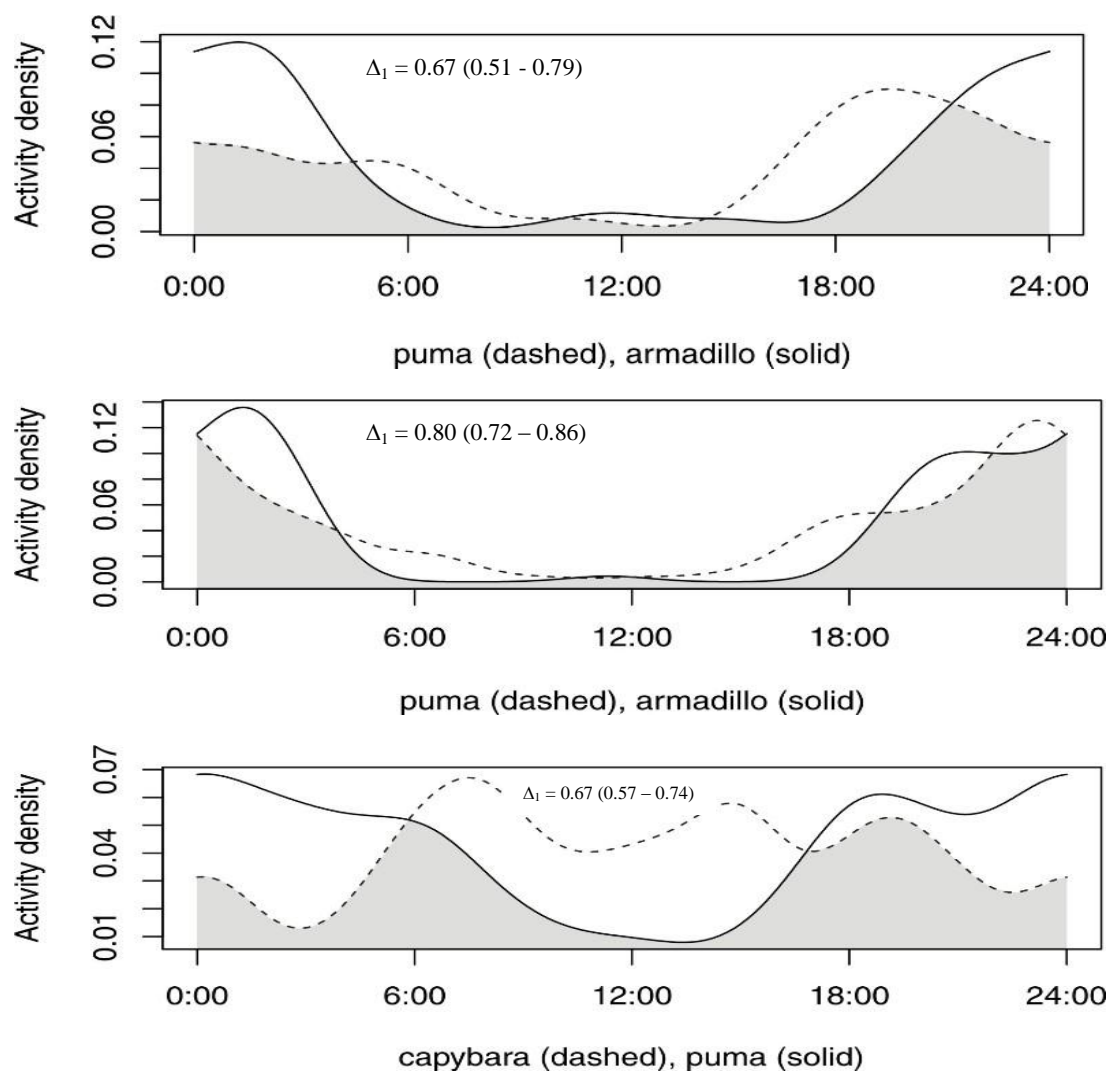
que possibilita a coexistência entre estas espécies (Azevedo e Murray, 2007; Mendes Pontes e Chivers, 2007; Crawshaw e Quigley, 2002).

A clara influência das espécies presas na segregação temporal dos seus predadores tem sido observada para outros carnívoros que vivem em simpatria como os tigres e leopardos na Índia, sugerindo que o padrão de atividade destes predadores pode estar mais vinculado à atividade de suas presas do que para evitar um ao outro (Karanth e Sunquist, 2000). Contraditoriamente, no Chaco Paraguaio (Taber *et al.*, 1997) e no sul da Bolívia (Romero-Muñoz *et al.*, 2010), onças-pintadas e onças-pardas apresentaram distintos padrões de atividade, sugerindo que a onça-parda evita o principal período de atividade da onça-pintada. Nestes estudos, os predadores não demonstraram nenhuma ligação entre seu padrão de atividade com o padrão de atividade de suas principais presas; ao invés disso segregam seus padrões de atividades para se evitarem um ao outro (Romero-Muñoz *et al.*, 2010). No entanto outros autores sugerem que o padrão de atividade destes felinos é determinado pelo padrão diário de atividade de suas espécies presas (Emmons, 1987; Núñez *et al.*, 2000; Scognamillo *et al.*, 2003; Carrilo *et al.*, 2009; Harmsen *et al.*, 2009). Na realidade, estes estudos encontraram uma significativa sobreposição de atividade entre estes predadores e suas principais presas, como observado no presente estudo.

Para a onça-parda, a sobreposição entre seu padrão de atividade e o de suas principais espécies presas foi verificado em todas as áreas de estudo (Figura 13). Diferente resultado foi verificado para onça-pintada, a qual demonstrou sobreposição entre seu padrão de atividade e o de suas principais presas na maioria das áreas de estudo, com exceção para a FSF (Figura 12). Nesta área, este felino apresentou baixa sobreposição de atividade com os catetos, sua principal espécie presa. Sugerindo que a captura pode estar ocorrendo quando a espécie presa não está ativa, e com isso, provavelmente mais vulnerável do que durante outros períodos do dia (Sunquist e Sunquist, 1989), desse modo reduzindo o risco de injúria ao predador (MacArthur e Pianka, 1967; Azevedo e Murray, 2007). Contudo, devido ao comportamento generalista da onça-pintada, este resultado pode também implicar que este predador desloca sua atividade para outros períodos, quando espécies presas alternativas estão ativas (Harmsen *et al.*, 2011). Enquanto que os catetos são a espécie presa mais importante para as onças-pintadas nesta área de estudo, o tamanduá mirim e o gado também ocorrem na sua dieta. O baixo número de registros fotográficos para estas espécies limitaram as análises à família Tayassuidae. Contudo o resultado pode ter apresentado falhas em detectar uma potencial sobreposição nos padrões de atividade com outras possíveis principais espécies presas.



**Figura 12.** Coeficiente de sobreposição do padrão de atividade diário entre onças-pintadas e suas principais espécies presas nas quatro áreas de estudo no Brasil; Parque Nacional das Emas (linha 1, topo), Fazenda Santa Fé (linha 2), Parque Nacional da Serra da Capivara (linha 3) e Refúgio Ecológico Caiman (linha 4). A sobreposição entre as espécies está representada pela área sombreada.



**Figura 13.** Coeficiente de sobreposição do padrão de atividade diário entre onças-pardas e suas principais espécies presas nas quatro áreas de estudo no Brasil; Parque Nacional das Emas (linha 1, topo), Parque Nacional da Serra da Capivara (linha 2) e Refúgio Ecológico Caiman (linha 3). A sobreposição entre as espécies está representada pela área sombreada.



## 5. Considerações Finais

Em conclusão, a metodologia de armadilhas fotográfica juntamente com o método de kernel permitiu alcançar uma visão geral das interações temporais entre onças-pintadas, onças pardas e suas presas em diferentes ambientes. Armadilhas fotográficas são ideais para estudar mamíferos terrestres de médio e grande porte, que constituem a maior parte da dieta da onça-pintada e da onça-parda, e provavelmente da maioria dos grandes predadores terrestres. A partição temporal provavelmente não é um mecanismo generalizado de coexistência entre onças-pintadas e onças-pardas, sugerindo, ao invés disso, que a partição do habitat/espço e dos recursos alimentares podem desempenhar um papel de maior importância na mediação da coexistência entre estes predadores de topo nestas áreas.

Com isso podemos concluir que

- As onças-pintadas e as onças-pardas, nestas áreas de estudo, não apresentaram atividade temporal diferenciada, no entanto este mecanismo não pode ser considerado como um mecanismo de redução de competição por interferência nem como um fator facilitador da coexistência entre estes felinos;
- Foi possível verificar que não há diferenças significativas no padrão de atividade de ambas as espécies entre os diferentes biomas;
- Através das análises verificou-se que na maioria das áreas de estudo houve sobreposição no padrão de atividade de onças-pintadas e/ou onças-pardas com suas principais presas, com uma única exceção na interação entre onça-pintada e cateto na área de estudo Fazenda Santa Fé.

De acordo com a teoria de nicho de Hutchinson's (Hitchinson, 1978) espécies diferentes não podem ocupar o mesmo nicho, uma vez que o nicho é considerado como uma secção muito específica de ecoespaço ocupado por uma única espécie. No entanto, espécies diferentes podem compartilhar de um “modo de vida” ou de uma “estratégia autoecológica” que são definições mais amplas de ecoespaço (Moll e Brown, 2008). Na verdade, a dimensão de tempo é somente um fator que pode moldar a coexistência. A partição dos recursos entre estas duas espécies pode ser muito mais complexa. Portanto, pesquisas futuras deverão focar em potenciais segregações de habitat e segregação de tempo entre sexo e classes etárias dentre cada espécie.

## 6. Referências Bibliográficas

- ALHO, C. J. R. 2003. Conservação da Biodiversidade da Bacia do Alto Paraguai. Campo Grande: Editora Uniderp, 420p.
- ASTETE, S., R. SOLLMANN, L. SILVEIRA. 2008. Comparative ecology of jaguars in Brazil. *Cat News Special Issue 4*: 9-14.
- AZEVEDO, F. C. C. AND D. L. MURRAY. 2007. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation* 137: 391-402.
- CARBONE, C., A. TEACHER, AND J. M. ROWCLIFFE. 2007. The costs of carnivory. *PLoS Biol* 5:e22.
- CARRILLO, E., T. K. FULLER, AND J. C. SAENZ. 2009. Jaguar ( *Panthera onca*) hunting activity: effects of prey distribution and availability. *Journal of Tropical Ecology* 25: 563-567.
- COIMBRA-FILHO, A.F. & I. DE G. CÂMARA. 1996. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil. Fundação Brasileira para Conservação da Natureza, Rio de Janeiro.
- CRAWSHAW, P. G. JR., AND H. B. QUIGLEY. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology*. 223: 357-370.
- CRAWSHAW, P. G. JR., AND H. B. QUIGLEY. 2002. Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación. *In* R. A. Medellin *et al.* (Eds.): El Jaguar en el Nuevo Milenio. Una evaluacion de su estado, deteccion de prioridades y recomendaciones para la conservacion de los jaguars en America. pp. 223-235. Universidade Nacional Autonoma de Mexico/Wildlife Conservation Society, Mexico.
- CULLEN, L. JR. 2006. Jaguar as landscape detectives for the conservation in the Atlantic Forest of Brazil. Ph.D. thesis, University of Kent, Canterbury, UK.
- DIAMOND, J. 2001. Dammed experiments! *Science* 294: 1847-1848.
- DURANT, S.M. 1998. Competition refuges and coexistence: an example from Serengeti carnivores. *J. Anim. Ecol.* 67: 370-386.
- EMMONS, L. H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 20: 271-283.

- EMPERAIRE, L. 1984. A região da Serra da Capivara (Sudeste do Piauí) e sua vegetação. *Brasil Florestal* 14: 5-21.
- FELFILI, J. M., SCARIOT, A. O., SILVA, J. C. S. 2005. Biodiversidade, ecologia e conservação do cerrado: Avanços do conhecimento. P. 25-44. In: Scariot, A. O., Sousa-Silva, J.C. e Felfili, J.M. (Org.). Biodiversidade, ecologia e conservação do cerrado.
- FOSTER, R.J., B.J. HARMSSEN, AND C. P. DONCASTER. (2010). Food habits of jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *Journal of Zoology* 280: 309-318.
- FUMDHAM. 1998. Parque Nacional Serra da Capivara Piauí Brasil Alinea Publicações Editora, Teresina, Brazil.
- GOMEZ, H., R.B.WALLACE, G. AYALA, AND R.TEJADA. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 91-95.
- GORDON, C. E. 2000. The coexistence of species. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 73: 175-198.
- GOTELLI, N.J., AND G.R. GRAVES. 1996. Null models in ecology. Smithsonian Institute, Washington, D.C.
- HAINES, A.M. 2006. Is there competition between sympatric jaguar *Panthera onca* and puma *Puma concolor*? *Acta Zoologica Sinica* 52: 1142-1147.
- HARMSSEN, B. J., R. J. FOSTER, S. C. SILVER, L. E. T. OSTRO, AND C. P. DONCASTER. 2009. Spatial and temporal interactions of sympatric jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in a neotropical forest. *Journal of Mammalogy* 90: 612-620.
- HARMSSEN, B. J., R. J. FOSTER, S. C. SILVER, L. E. T. OSTRO, AND C. P. DONCASTER. 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology*. [doi:10.1016/j.mambio.2010.08.007](https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.08.007)
- HARRIS, M. B.; TOMAS, W. M.; MOURÃO, G.; DA SILVA, C. J.; GUIMARÃES, E.; SONODA, F.; FACHIM, E. 2005. Desafios para proteger o Pantanal brasileiro: ameaças e iniciativas em conservação. *Megadiversidade*. 1(1): 156-164.
- HUTCHINSON, G.E. 1978. *An Introduction to Population Ecology*. Yale Univ Press, New Haven, CT.
- IBDF/FBCN 1981. Management plan of Emas National Park (PNE) – Brazil. Brazil: IBDF/FBCN.

- IBAMA, 2003. Estudo de representatividade Ecológica nos Biomas Brasileiros. Disponível em [www.ibama.gov.br](http://www.ibama.gov.br) (acessado em 14 de junho de 2012).
- IRIARTE, J. A., W. L. FRANKLIN, W. E. JOHNSON, AND K. H. REDFORD. 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the America puma. *Oecologia* 85: 185-190.
- IUCN, 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Accessed 20 May 2012.
- JACOMO, A. T.A., L. SILVEIRA, AND J. A. F. DINIZ-FILHO. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology* 262: 99-106.
- KARANTH, K.U., AND M.E. SUNQUIST. 1995. Prey selection by tiger, leopard and dhole in tropical forests. *Journal of Animal Ecology* 64: 439-450.
- KARANTH, K.U., AND M.E. SUNQUIST. 2000. Behavioural correlates of predation by tiger (*Panthera tigris*), leopard (*Panthera pardus*) and dhole (*Cuon alpinus*) in Nagarhole, India. *Journal of Zoology* 250: 255-265.
- KARANTH, K.U. AND NICHOLS, J.D. 1998. Estimating tiger densities in India from camera trap data using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852–2862.
- KLINK, C.A. & A.G. MOREIRA. 2002. Past and current human occupation and land-use. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds.). *The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna*. pp. 69-88. Columbia University Press, New York.
- KREBS, J.R., AND N. B. DAVIS. 1984. *Behavioural ecology*. Blackwell Scientific, Oxford, England. 380-402.
- LEAL, I.R., M. TABARELLI E J.M.C. SILVA. 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- LEAL, I.R.; J.M.C. SILVA, M. TABARELLI E T.E. LACHER. 2005 Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade* 1: 139-146.
- LEITE, R. M. P., AND F. GALVÃO. 2002. El jaguar, el puma y el hombre en três áreas protegidas del bosque atlántico costero de Paraná, Brasil. In R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, and A. Taber (Eds.). *El Jaguar en el Nuevo Milenio*,

- pp. 237–250. Fondo de Cultura Economica, Universidad Nacional Autonoma de Mexico, Wildlife Conservation Society, Mexico City.
- LINKIE, M., AND M. S. RIDOUT. 2011. Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology* 284: 224-229.
- LOGAN, K.A.; SWEANOR, L.L. 2001. Desert Puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore. Washington, DC.: Island, 463p.
- MACARTHUR, R. H., AND R. LEVINS. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *American Naturalist* 102: 377-385.
- MANTOVANI, J. E. & A. PEREIRA. 1998. Estimativa da integridade da cobertura vegetal de cerrado através de dados TM/Landsat. VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Santos, São Paulo.
- MENDES PONTES, A. R., AND D. J. CHIVERS. 2007. Peccary movements as determinants of the movements of large cats in Brazilian Amazonia. *Journal of Zoology* 273: 257-265.
- MILLER, B., DUGELBY, B., FOREMAN, D., MARTINEZ DEL RIO, C., NOSS, R., PHILLIPS, M., READING, R., SOULÉ, M.E., TERBORGH, J., WILLCOX, L., 2001. The importance of large carnivores to healthy ecosystems. *Endangered Species Update* 18, 202–210.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Biomas do Brasil. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/metadata.show?id=298>>. Acesso em 15 junho de 2012.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2004. Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação/organizadores: José Maria Cardoso da Silva, Marcelo Tabarelli, Mônica Tavares de Fonseca, Livia Vanucci Lins – Brasília, DF. Universidade Federal de Pernambuco. 382p.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2007. Cerrado e Pantanal áreas e ações prioritárias para conservação da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 398 pp.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2010. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais. Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite. Monitoramento do bioma Pantanal 2002 a 2008. Brasília: MMA/IBAMA/CID. 30 p.

- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B., KENT, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- MOLL, J. D., AND J. S. BROWN. 2008. Competition and coexistence with multiple life-history stages. *American Naturalist* 171: 839-843.
- MONROY-VILCHIS, O., C. RODRÍGUEZ-SOTO, M. ZARCO-GONZÁLEZ, AND V. URIOS. 2009. Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology* 59: 145-157.
- MORTON, D. C., R. S. DEFRIES, Y. E. SHIMABUKURO, L. O. ANDERSON, E. ARAI, F. ESPIRITO-SANTO, R. FREITAS, AND J. MORISETTE. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103: 14637-14641.
- NEGRÕES, N., P. SARMENTO, J. CRUZ, C. EIRA, E. REVILLA, C. FONSECA, R. SOLLMANN, N. M. TÔRRES, M. M. FURTADO, A. T. A. JÁCOMO, AND L. SILVEIRA. 2010. Use of camera-trapping to estimate puma density and influencing factors in central Brazil. *The Journal of Wildlife Management* 74: 1195-1203.
- NOVACK, A. J., M. B. MAIN, M. E. SUNQUIST, AND R. F. LABISKY. 2005. Foraging ecology of jaguar ( *Panthera onca* ) and puma ( *Puma concolor* ) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology* 267: 167-178.
- NUNES, A. P. AND W. M. TOMAS. 2004. Aves migratórias ocorrentes no Pantanal: caracterização e conservação. *Série Documentos, Embrapa Pantanal* 62: 1-25.
- NÚÑEZ, R., B. MILLER, AND F. LINDZEY. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *J. Zool.* 252: 373-379.
- OLIVEIRA. 2002. Ecología comparativa de la alimentación del jaguar y del puma en el neotrópico. pp. 265-288 *In* El jaguar en el Nuevo Milenio. R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, A. Taber, eds. Fondo de Cultura Económica/Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, New York.
- PALMEIRA F.B.L E BARELLA W. 2007. Conflitos causados pela predação de rebanhos domésticos por grandes felinos em comunidades quilombolas na Mata Atlântica. *Biota Neotropica* 7: 119-128.

- PALOMARES, F., P. FERRERAS, J.M. FEDRIANI, M. DELIBES, 1996. Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology* 33: 5-13.
- PAVIOLO, A., DI BLANCO, Y., DE ANGELO, C. AND DI BITETTI, M. 2009. Protection affects puma abundance and activity patterns in the Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*. 90: 926–934.
- PINHEIRO, R. T. E T. DORNAS. 2009. Distribuição e conservação das aves na região do Cantão, Tocantins: ecótono Amazônia/Cerrado. *Biota Neotropical*, 9(1):187-205.
- POLISAR, J., I. MAXIT, D. SCOGNAMILLO, L. FARRELL, M.E. SUNQUIST, AND J.F. EISENBERG. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biol. Conserv.* 109: 297-310.
- PORFÍRIO, G. E.O. 2009. Ecologia Alimentar Da Onça-Pintada (*Panthera onca*) na Sub-Região do Pantanal de Miranda, MS. MSc dissertation, Mato Grosso do Sul, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brazil.
- PRADO, D. E. 2003. As caatingas da América do sul. In: Leal, I. R., Tabarelli, M. & Silva, J. M. C., editors, *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora Universitária da UFPE, Recife, Brasil.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2009. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Available at <http://www.R-project.org>.
- REDFORD, K. H. 1983. Lista preliminar de mamíferos do Emas National Park. Brasil *Florestal* 55: 29-33.
- RIDOUT, M.S., AND M. LINKIE. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 14: 322-337.
- RIZZINI, C. T., A. F COIMBRA-FILHO, E HOUAISS, 1988. *Ecosistemas brasileiros*. Sao Paulo: Editora Index. 200p.
- RODRIGUES, F.H.G., L. SILVEIRA, A.T.A JACOMO, A.P. BEZERRA, A.M.R. COELHO, D.C. SANTOS, H.G. PAGNOZZI, AND A. HASS. 2002. Composicao e caracterizacao da fauna de mamiferos do Parque Nacional das Emas, Goias. *Revista Brasileira de Zoologia* 19: 589 - 600.

- ROMERO-MUÑOZ, A., L. MAFFEI, E. CUÉLLAR, AND A. J. NOSS. 2010. Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of southern Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 26: 303-311.
- ROOT, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the Bluegray Gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37: 317-350.
- SAMPAIO, E. V. S. B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. In.: Bullock, S. H. Mooney; Medina, E. Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press.
- SANO, S.M. E S. P. ALMEIDA (eds). 1998. Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA-CPAC 556 pp.
- SCHOENER, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27-39.
- SCOGNAMILLO, D., I. E. MAXIT, M. SUNQUIST, AND J. POLISAR. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology* 259: 269-279.
- SILVA, J.S., AND M.M. ABDON. 1998. Delimitation of the Brazilian Pantanal and its subregions. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33: 1703-1711.
- SILVA, J.F, M.R. FARIÑAS, J.M. FELFILI, C.A. KLINK. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* 33:536–548.
- SILVA, L.A.G.C. 2007. Biomas representantes no estado do Tocantins. Biblioteca digital da Câmara dos Deputados. Centro de documentação e informação: <http://bd.camara.gov.br> (acessado em 14 de junho de 2012).
- SILVEIRA, L., A. T. A. JÁCOMO, S. ASTETE, R. SOLMANN, N. M. TÔRRES, M. M. FURTADO AND J. MARINHO-FILHO. 2009. Density of the near threatened jaguar *Panthera onca* in the Caatinga for north-eastern Brazil. *Oryx* 44(1): 104- 109.
- SILVEIRA, L., A. T. A. JÁCOMO, AND J. A. F. DINIZ-FILHO. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.
- SILVEIRA, L. 1995. Notes on the distribution and natural history of the Pampas-Cat, *Felis Colocolo*, in Brazil. *Mammalia*, 3: 12-15.
- SILVEIRA, L. E A. T. A JÁCOMO. 1998. Hábito alimentar da onça parda (*Felis concolor*), no



- Parque Nacional das Emas, GO. XXII Congresso Brasileiro de Zoologia, Recife-PE.
- SILVEIRA, L. 2004. Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. PhD dissertation, Distrito Federal, Universidade de Brasília, Brasília, Brazil.
- SILVER, S.C. 2004. Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. Wildlife Conservation Society, New York, USA
- SOBERON, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecological Letters* 10: 1115–1123.
- SOLLMANN, R. 2010. The ecology and conservation of the jaguar (*Panthera onca*) in the Cerrado grasslands of central Brazil. PhD Dissertation, University of Berlin, Berlin, Germany.
- SOLLMANN, R., M. M. FURTADO, H. HOFER, A. T. A. JÁCOMO, N. M. TÔRRES, AND L. SILVEIRA. 2012. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology* 77: 41-46.
- SUNQUIST, M. E., AND F. C. SUNQUIST. 1989. Ecological constraints on predation by large felids. Pages 283-301 in J. Gittleman, editor. *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Volume 1. Cornell University Press, Ithaca, New York, USA.
- SUNQUIST, M., AND F. SUNQUIST. 2002. *Wild cats of the world*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- SWANK, W. G.; TEER, J. G. 1989. Status of jaguar. *Oryx*. 23, 1: 14-21.
- TABER, A.B., A.J. NOVARO, N. NERIS, AND F.H. COLMAN. 1997. The food habits of sympatric jaguar and puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* 29: 204-213.
- TERBORGH J., L. LOPEZ, P. NUNEZ, M. RAO, G. SHAHABUDDIN, G. ORIHUELA, M. RIVEIROS, R. ASCANIO, G.H. ADLER, T.D. LAMBERT, AND L. BALBAS. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1923-26.
- TERBORGH, J., AND J.A. ESTES. 2010. *Trophic cascades: predators, prey, and the changing dynamics of nature*. Island Press, Washington, DC.
- WOLFF F. 2001. Vertebrate ecology in caatinga: A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*Puma concolor*) and relative abundance of felids. MSc dissertation, University of Missouri, St. Louis.

**Anexo 1.** Registros exemplares das espécies focais obtidas por meio de armadilhas fotográficas instaladas no Parque Nacional das Emas, Fazenda Santa Fé, Parque Nacional da Serra da Capivara e Refúgio Ecológico Caiman.



Onça-pintada (*Panthera onca*)



Onça-preta (*Panthera onca*)



Onça-parda (*Puma concolor*)



Onça-parda (*Puma concolor*)



Tatu-canastra (*Priodontes maximus*)



Tatu-galinha (*Dasyus novemcinctus*)





Cateto (*Tayassu tajacu* – Tayassuidae)



Capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*)



Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*)



Tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*)



**Anexo 2.** Artigo aceito na revista Biotropica.

**Jaguar and Puma Activity Patterns and Predator-Prey Interactions in Four Brazilian Biomes**

Vania C. Foster<sup>1,2,4</sup>, Pedro Sarmiento<sup>1</sup>, Rahel Sollmann<sup>2,3</sup>, Natalia Tôrres<sup>2,3</sup>, Anah T. A. Jacomo<sup>2</sup>, Nuno Negrões<sup>1</sup>, Carlos Fonseca<sup>1</sup> and Leandro Silveira<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Department of Biology & Centre for Environmental and Marine Studies, University of Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal

<sup>2</sup> Jaguar Conservation Fund / Instituto Onça-Pintada, Caixa-Postal: 193 GO-341 km 841, Zona Rural, 75.830-000 Mineiros, GO- Brazil

<sup>3</sup> North Carolina State University, Department of Forestry and Environmental Resources, Raleigh, NC, USA.

<sup>4</sup> Corresponding author; e-mail: vania.foster@jaguar.org.br

**Abstract**

Jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) occur sympatrically throughout the Neotropics. Although there are several studies about the coexistence of these two species, only a few studies have investigated temporal activity patterns across biomes. Using camera trapping in four Brazilian biomes we compare the daily activity patterns of the jaguar and puma, and their relationships to their main prey species. We used a kernel density method to quantify daily activity patterns and to investigate overlap between these predators and their main prey. Both cats showed intensive nocturnal and crepuscular activity (0.69 and 0.14 kernel density, respectively for jaguar; 0.68 and 0.19 kernel density, respectively for puma). Only in the Pantanal we observe a pattern of concentrated diurnal activity for both species. We found little temporal segregation between jaguars and pumas, since they showed similar activity patterns with high coefficients of overlapping (average  $\Delta_1 = 0.86$ ; SE=0.15). We also observed a significant overlap between the activity patterns of the predators and their main prey species, suggesting that both predators adjust their activity to reduce their foraging energy expenditure. Our findings suggest that temporal partitioning is probably not a generalized mechanism of coexistence between jaguars and pumas; instead, the partitioning of habitat/space use and food resources may play a larger role in mediating top predator coexistence. Knowledge about these behavior aspects is crucial to elucidating the factors that

enable coexistence of jaguars and pumas. Furthermore, an understanding of their respective activity periods is relevant to management and associated research efforts.

Key words: camera trapping; Kernel density estimator; *Panthera onca*; *Puma concolor*; predator coexistence; temporal partitioning; coefficient of overlapping

## Resumo

Onças pintadas (*Panthera onca*) e onças pardas coexistem em todo o Neotrópico. Embora existam vários estudos sobre a coexistência dessas duas espécies, somente alguns investigam o padrão de atividade temporal entre biomas. Usando armadilhas em quatro biomas Brasileiros comparamos o padrão de atividade diário de pintadas e pardas, e a relação com suas principais espécies presa. Usamos o método de densidade Kernel para quantificar o padrão de atividade diária e investigar a sobreposição entre estes predadores e suas principais presas. As duas espécies apresentam uma intensa atividade noturna e crepuscular (0.69 e 0.14 de densidade kernel, respectivamente para pintadas; 0.68 e 0.19 de densidade kernel, respectivamente para pardas). Somente no Pantanal observamos um maior padrão de atividade diurno para ambas as espécies. Observamos pouca segregação temporal entre pintadas e pardas, uma vez que demonstraram similar atividade com altos coeficientes de sobreposição (média  $\Delta_1 = 0.86$ ;  $SE = 0.15$ ). Também observamos uma significativa sobreposição entre o padrão de atividade destes predadores e suas principais espécies presa, sugerindo que ambos ajustam suas atividades para reduzir o gasto energético no forrageamento. Nossos resultados sugerem que o particionamento temporal provavelmente não é um mecanismo generalizado de coexistência entre pintadas e pardas; alternativamente o particionamento do uso do habitat/espço e recursos alimentares podem desempenhar um papel mais importante na mediação da coexistência entre esses predadores topo nessas áreas. O conhecimento sobre estes aspectos comportamentais é fundamental para elucidar os fatores que permitem a coexistência entre pintadas e pardas. Por fim, compreender o padrão de atividade das espécies é relevante para sua gestão e esforços de pesquisa.

Palavras chaves: armadilhas fotográficas; coeficiente de sobreposição; coexistência de predadores; estimador de densidade Kernel; *Panthera onca*; particionamento temporal; *Puma concolor*;

COEXISTENCE IS CONSIDERED A DIFFICULT PROBLEM SINCE IF TWO SPECIES SHARE THE SAME niche, the competitive exclusion principle predicts the extinction of the inferior competitor ([Hutchinson, 1978](#), [Soberon, 2007](#)). This is defined as the process of niche differentiation, where [natural selection](#) forces competing [species](#) into dissimilar patterns of resource use or different niches. This process permits two species to partition certain groups of resources so that one species does not out-compete the other as described by the [competitive exclusion principle](#) ([Moll & Brown, 2008](#)). Therefore, coexistence is acquired through the segregation of their [ecological niches](#) ([Hutchinson, 1978](#)). In this context, the mechanisms promoting the coexistence of sympatric species in ecological communities have been studied and discussed for decades ([MacArthur & Levins 1967](#), [Schoener 1974](#), [Gordon 2000](#)). For sympatric carnivores, such as large cats, it has been suggested that coexistence could be mediated by ecological and behavioral factors that include different habitat use, temporal partitioning ([Palomares et al. 1996](#), [Durant 1998](#)), and partitioning of resources, such as the capture of distinct prey species of different sizes, in order to reduce competition ([Karanth & Sunquist 1995, 2000](#), [Taber et al. 1997](#), [Jacomio et al. 2004](#)).

The jaguar (*Panthera onca*) and the puma (*Puma concolor*), the largest terrestrial predators that coexist throughout the Neotropics, represent suitable subjects for studying coexistence strategies due to their similar ecological requirements. The jaguar is the largest extant felid in Central and South America, occurring sympatrically with the puma throughout most of its geographic distribution ([Sunquist & Sunquist 2002](#)). These two predators constitute a large mammalian predator guild with a significant influence on the structure and functioning of the ecosystems they inhabit. Their absence can result in the perturbation of communities and diversity reduction ([Diamond 2001](#), [Terborgh et al. 2001](#), [Terborgh & Estes 2010](#)). Both cats exploit the same environmental resources in a similar way, overlapping in terms of their life strategies and resource use ([Root 1967](#)).

The jaguar is generally considered to be more specialized than the puma; it prefers dense habitats (forest and scrublands as opposed to open grasslands and swamps) close to water and avoids anthropogenic habitats ([Silveira 2004](#), [Cullen 2006](#)), whereas the puma is more adaptable to a wider spectrum of habitats, and is less dependent on water presence ([Iriarte et al. 1990](#), [Silveira 2004](#)). Jaguars and pumas are considered generalist predators; they feed on a wide range of prey species, with peccaries, deer, large caviomorph rodents and armadillos comprising the bulk of their diets ([Oliveira 2002](#)). Both species are known to vary their prey selection across different biomes ([Astete et al. 2008](#)). Due to their greater body mass, jaguar



are thought to depend on larger prey to a greater extent than pumas (Emmons 1987, Crawshaw & Quigley 2002, Leite & Galvão 2002), which often select smaller prey species when living in sympatry (Iriarte *et al.* 1990, Taber *et al.* 1997, Haines 2006). This prey selection could be driven by the puma's smaller size, and could be a mechanism to avoid food resource competition between both predators (Iriarte *et al.* 1990, Taber *et al.* 1997, Scognamillo *et al.* 2003).

Since both species present similar life strategies, it is expected that mechanisms exist of mechanisms to minimize exploitative competition, such as different habitat use, distinct activity patterns, and/or the consumption of different prey species. Some studies show evidence of prey species segregation, which suggest that this partitioning of food resources could be a coexistence mechanism (Taber *et al.* 1997, Scognamillo *et al.* 2003, Novack *et al.* 2005, Foster *et al.* 2010), while others instead shown high dietary niche overlap (Núñez *et al.* 2000, Haines 2006). Despite the fact that differing activity patterns has been suggested as a mechanism of coexistence between both cat species (Karant & Sunkist 2000, Monroy-Vilchis *et al.* 2009) many studies have shown that sympatric jaguars and pumas have very similar activity patterns and avoid encounters by using different habitats in different ways (Polisar *et al.* 2003, Scognamillo *et al.* 2003, Silveira 2004, Harmsen *et al.* 2009, Sollmann *et al.* 2011). The activity patterns of both species could also be adjusted to those of their main prey species in order to reduce energy expenditure (Iriarte *et al.* 1990, Mendes Pontes & Chivers, 2007, Romero-Muñoz *et al.* 2010). Prey selection and foraging strategy should be adjusted in order to limit energy expenditure on searching and capturing the most profitable prey of the lowest risk (Carbone *et al.* 2007). This can include an adaptation to the daily activity patterns of prey or an alternative strategy that consists of attacking non-vigilant animals, which can increase capture success since the prey tends to react more slowly.

Collecting information on the daily activity patterns of these felines is difficult because of their cryptic behavior. Nowadays, camera trapping is the most useful tool to obtain this information as it facilitates the study of activity and behavior of elusive species (Silveira *et al.* 2003, Harmsen *et al.* 2009, Ridout e Linkie 2009). At the same time, the development of novel statistical methods permits a more accurate assessment of activity patterns and their overlap between species (Linkie e Ridout 2009).

The objective of this study was to compare the activity patterns of jaguars, pumas and their main prey species, using camera trapping, in four study areas located in different Brazilian biomes, in order to answer three questions: (1) Do pumas and jaguars show

temporal activity avoidance, which would suggest one mechanism of reducing interference competition and allowing for coexistence? (2) Are there significant differences in the temporal activity of both species between biomes? (3) Is there any evidence that jaguar and/or puma activity patterns overlap with those of their main prey? Knowledge about these aspects of behavior is crucial to comprehending the factors that enable the coexistence of jaguars and pumas and to allow a better understanding of their ecological requirements (Nuñez *et al.* 2000, Scognamillo *et al.* 2003). Furthermore, knowledge of the activity periods of the species is relevant to management and associated research efforts (Gomez *et al.* 2005).

## METHODS

**STUDY AREAS.** —We conducted our study in two protected areas and two private ranches located in distinct Brazilian biomes (Fig.1). Emas National Park (ENP, 132,000 -ha) is situated in central Brazil in the extreme south-west of Goiás State (18°19'59"S, 52°45'00"W). It protects large tracts of grassland plain, and small patches of shrub fields (*Cerrado sensu stricto*), marshes, and riparian forest (IBDF/FBCN 1981), and it is widely known for its rich and abundant grassland fauna (Redford 1983). Santa Fé Ranch (SFR, 09°34'16"S, 50°21'45"W) is a private property situated in the Cerrado/Amazon ecotone in the southeast of Pará State. The SFR is a 65,000 -ha beef cattle ranch, which includes a 30,000 -ha protected reserve, composed of secondary growth tropical rainforest that stretches beyond the farm boundaries (Negrões *et al.* 2010). Pastures occupy 35 percent of the ranch. The ranch is situated in the so-called 'arc of deforestation'; a region along the southern border of the Amazon undergoing strong anthropogenic impacts (Morton *et al.* 2006). Serra da Capivara National Park (SCNP, 8°26'50"S, 42°19'47"W) is situated in the south of Piauí State, in the semi-arid Caatinga biome of north-eastern Brazil, with an area of 129,140 -ha and predominantly covered by 6 to 10 m tall shrubby vegetation (Emperaire 1984). Refúgio Ecológico Caiman (REC, 19°57'39"S, 56°18'20"W) is predominantly a cattle ranch covering an area of 53,000 -ha; 7000 -ha of which is protected. Located in the Pantanal of Mato Grosso do Sul State, the vegetation of REC consists of a mosaic of floodplains, grasslands, savannas, scrub savannas, arboreal savannas, forests of riparian vegetation, and man-made pastures with artificial ponds as a water source for cattle and wildlife (Silva & Abdon 1998, Crawshaw & Quigley 1991, Porfírio 2009).

**CAMERA-TRAPPING.** —We used data from camera trap surveys to assess the activity patterns of jaguars and pumas and their potential prey species. We deployed cameras at 119 stations from

March to June 2008 and 110 stations from March to June 2010 in ENP, 34 stations from February to November 2007 in SFR, 71 stations from September 2009 to January 2010 in SCNP and 142 stations from January 2002 to January 2005 in REC, in a grid spaced approximately 2–3 km apart (Silver 2004) (Table 1). Each station consisted of two passive infrared cameras facing each other, except for REC surveys where each station consisted of one camera, and were placed along dirt roads or trails, approximately 40-50 cm above the ground. We used two camera types: LeafRiver C1-BU (Vibrashine Inc.<sup>®</sup>, Taylorsville, USA) and Camtrakker (CamTrakker<sup>®</sup>, Watkinsville, GA). All stations were checked at 10 - 15 day intervals to change film and batteries if necessary during surveys. Cameras were programmed to operate for 24h/day in shady sites and only during the night in sites exposed to direct sunlight since cameras can easily be triggered by sunlight in open areas. Only data from the former were used to study the activity patterns of our focal species (Table 1).

PREY SPECIES. —To compare the activity patterns of predators and their respective prey species, we selected the most representative prey in each predator's diet in each biome, based on those prey species that occurred with a relative frequency of more than 50 percent in their diets as described in previous studies (Wolff 2001, Crawshaw & Quigley 2002, Azevedo & Murray 2007, Astete *et al.* 2008, Sollmann 2010) (Table 2), but with a few exceptions as described below. For the jaguar in SCNP, the yellow armadillo (*Euphractus sexcinctus*) was the species most often consumed, with an occurrence of 55 percent in scat samples (Jaguar Conservation Fund, unpubl. data). However, the low number of photographic records for this species ( $n = 5$ ) did not allow robust analysis. Instead, we chose the lesser anteater (*Tamandua tetradactyla*), which was the second most consumed prey species with a frequency of occurrence of 22.4 percent in the analyzed scats and represented 22 percent of the biomass consumed (Jaguar Conservation Fund, unpubl. data). In the SFR, the family Tayassuidae, together with livestock and lesser anteater represented the main prey species for jaguars (17%, 14% and 14% relative occurrence, respectively) (Jaguar Conservation Fund, unpubl. data). Due to the absence of photographic records for the lesser anteater and livestock, we chose the Tayassuidae family to represent the main prey species in this area. Due to a lack of information about the feeding habits of pumas in SFR, analysis on this species and its main prey was not carried out for this region.

STATISTICAL ANALYSIS. — All cameras recorded the time and date of each photograph and we compiled this information for jaguars, pumas and prey species. In order to avoid

autocorrelation, we only used photographs of the same species from the same camera that had been obtained more than 1 hour apart, except when it was possible to identify distinct individuals (Silveira *et al.* 2003, Linkie & Ridout 2011). In that case, if there were two consecutive visits to the same camera two different individuals, these were considered as two independent captures. Activity of jaguars, pumas and their prey species were classified based on the criteria of Gomez *et al.* (2005) which differentiates species activity into four categories: diurnal, nocturnal, cathemeral and crepuscular. The last category was defined as events that occurred one hour before and after sunrise and sunset. We determined the exact time of sunset and sunrise using the software Moonrise 3.5, which used the time of day, date and coordinates of each record. To avoid incorrect definitions of species activity patterns, times of capture were converted to solar time. Since solar time is based on the position of the sun in the sky, it compensates for the local time zone and daylight savings, making comparison between seasons and study areas possible. To quantify the overlap between the activity patterns of jaguars, pumas and their prey species, we used the two-step approach developed by Ridout and Linkie (2009). The first step consists of estimating each activity pattern separately using kernel density estimates which, instead of grouping pictures into discrete time categories, treats them as random samples from an underlying continuous distribution. In this phase, we calculated the proportion of activity for each period (day, night, cathemeral and crepuscular) by integrating the areas under the activity curve for each respective period that corresponded to the probability of observing the animal during that time period. For the second step we calculated the coefficient of overlapping ( $\Delta$ ), which varies from 0 (no overlap), to 1 (complete overlap) (Ridout & Linkie 2009). The authors present several alternative methods for calculating the coefficient of overlapping. Here, we used their estimator  $\Delta_1$  which is the most suitable for small sample sizes (Ridout & Linkie, 2009). This coefficient is defined as:  $\Delta_1 = \int_0^1 \min\{\hat{f}(t), \hat{g}(t)\} dt$ , where  $\hat{f}(t)$  and  $\hat{g}(t)$  are the two activity functions of time  $t$  being compared.

Statistical analyses were implemented in the software R 2.13.0 (R Core Development Team, 2009) using an adaptation of the scripts developed by Linkie and Ridout (2011) available at <http://www.kent.ac.uk/ims/personal/msr/overlap.html>. We calculated the 95 percent confidence intervals for  $\Delta$  as percentile intervals from 500 bootstrap samples. We made comparisons between species in the same study area and between the same species in different study areas.

## RESULTS

We obtained a total of 1608 independent records of jaguars, pumas and their main prey species. The highest number of the records for focal species was obtained in REC, whereas for jaguar and puma the highest number of records was obtained in SCNP (Table 3).

ACTIVITY PATTERNS. —Overall, the activity patterns of jaguars and pumas showed intensive nocturnal and crepuscular activity (0.69 and 0.14 kernel density, respectively for jaguar and 0.68 and 0.19 kernel density, respectively for puma). The activity patterns of jaguars were similar among all study areas, with an average  $\Delta_1$  of 0.73 (SE = 0.05) (Table 4). Activity patterns were most similar between ENP and SCNP ( $\Delta_1 = 0.85$ ; SE = 0.03), where the species showed very little diurnal activity (Fig. 2, Table 4). The lowest average overlap index with other areas was observed for SFR ( $\Delta_1 = 0.65$ ; SE = 0.03). Here, although predominately nocturnal, the species had activity peaks mostly around dusk (Fig. 2). In the REC, although most activity was also nocturnal (0.74 of kernel density), the species exhibited a more diurnal pattern compared to the other study areas (0.18 of kernel density) (Fig. 2). The average observed activity overlap with other areas was 0.74 (SE = 0.04).

Puma activity patterns were very similar among study areas, with an average overlap coefficient of 0.80 (SE = 0.03) (Table 4). We observed the most diurnal activity in REC (0.15 of kernel density). In SCNP, almost no diurnal activity was observed (Fig.2) and here, also, we observed the lowest average coefficient of overlapping with other study areas ( $\Delta_1 = 0.77$ ; SE = 0.05). The comparison of daily activity patterns between jaguars and pumas showed high and very similar  $\Delta_1$  values in all study areas (average  $\Delta_1 = 0.86$ ; SE = 0.15). The lowest  $\Delta_1$  value was observed in SCNP (0.82), followed by ENP (0.83) and SFR (0.85). The highest coefficient of overlapping was observed in REC (0.95).

Considering prey species, the lesser anteater and armadillo species were nocturnal (1.00 and 0.90 of kernel density, respectively), both having activity peaks at dawn and dusk (Figs. 3 and 4). The giant anteater (*Mirmecophaga tridactyla*) was also predominantly nocturnal (0.59 of kernel density), showing activity peaks during the first half of the night. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) activity was cathemeral with some activity peaks during the day and at the beginning of the night (Figs 3 and 4). Peccaries were the only prey item that showed predominantly diurnal activity with 0.68 kernel probability of being active during the day.

We observed an average  $\Delta_1$  of 0.62 (SE = 0.14) between jaguars and their main prey species. The highest activity concordance was observed for the giant anteater in ENP and the lowest with peccaries in SFR (Fig.3). For the puma, the average  $\Delta_1$  across its prey species was 0.69 (SE = 0.08), varying between 0.60 for armadillos in ENP and 0.80 for nine-band armadillos in SCNP (Fig. 4).

## DISCUSSION

**DAILY ACTIVITY PATTERNS.** —Adaptation of activity patterns has been proposed as a mechanism to minimize interference competition among foragers, particularly the existence of diel differences in activity (Gotelli & Graves 1996, Durant 1998). However, temporal partitioning is rarely considered as the main mechanism that potential competitors use to reduce competition it is more common that animals segregate in terms of food and habitat (Schoener 1974). In this study, we did not observe strong temporal partitioning between jaguars and pumas. Both species showed similar nocturnal and crepuscular activity with high overlap coefficients throughout all study sites. These observations concur with the results of studies conducted in the Venezuelan llanos (Scognamillo *et al.* 2003), in the Belizean rainforest (Harmsen *et al.* 2009) and in the Brazilian Cerrado (Silveira 2004).

Moreover, in the Belizean rainforest jaguar and puma activity was predominantly nocturnal (Harmsen *et al.* 2009), with a very similar pattern to our results from SCNP. Although in ENP and SFR both cats showed mostly nocturnal activity with activity peaks between 1800 h and 0400 h, the puma exhibited more diurnal activity in ENP, while the jaguar presented diurnal activity only in SFR. These findings are similar to results obtained in the Venezuelan llanos (Scognamillo *et al.* 2003). In REC, both cats showed higher diurnal activity than in other biomes, and these results confirmed the observations of Crawshaw and Quigley (1991, 2002). This behavior may be associated with the activity period of capybara, their main prey species, which present activity peaks during the day and the first hours of the night.

A clear influence of prey species in the temporal segregation of the predators has been observed for other sympatric carnivores such as tigers and leopards in India, suggesting that the activity patterns of these predators could be more linked to prey activities than avoidance of each other (Karanth and Sunquist 2000). Contradictory, in the Paraguayan Chaco (Taber *et al.* 1997) and in southern Bolivia (Romero-Muñoz *et al.* 2010), jaguars and pumas showed distinct activity patterns, suggesting that the puma avoided the jaguar's main activity period. In those studies, the predators did not follow the daily activity schedules of any one particular

prey species; instead they segregated their activity patterns to avoid each other (Romero-Muñoz *et al.* 2010).

Some authors have suggested that the activity patterns of jaguars and pumas are determined by the daily activity patterns of their prey species (Emmons 1987, Núñez *et al.* 2002, Scognamillo *et al.* 2003, Carrilo *et al.* 2009, Harmsen *et al.* 2009). In fact, these studies have found a significant overlap in activity between both predators and their main prey, as observed in our study, lending support to the opportunistic hunting theory, which states that predators adjust their activity to reduce foraging energy expenditure (Sunquist and Sunquist 1989). For example, in REC, jaguars and pumas have a similar diet, based on diurnal capybara, and similar daily activity patterns. Here, the high abundance of capybaras and differing size selection by the two predators - jaguars prefer large capybaras (> 15 kg) (Azevedo & Murray 2007, Crawshaw & Quigley 2002) while puma hunt mostly medium-sized ones (1-15 kg) (Iriarte *et al.* 1990, Scognamillo *et al.* 2003, Emmons 1987) - can act as an important factor facilitating their coexistence (Azevedo & Murray 2007, Mendes Pontes & Chivers 2007, Crawshaw & Quigley 2002).

For jaguars, overlap in its activity patterns and their main prey species was typical of all study areas, except in SFR. In this area, there was a low activity overlap with the peccary species. Hunting may occur when the prey species are not active and are, thus, probably more vulnerable than during other periods (Sunquist & Sunquist 1989), thereby reducing the risk of injury to the predator (Azevedo & Murray 2007). However, due to the jaguar's generalist feeding behavior, these results could also imply that this predator allocates activity to other periods when alternative prey species are active (Harmsen *et al.* 2011). While the peccaries are the most important prey species for the jaguar in this area, lesser anteaters and cattle also occur in their diet. The low number of photographic records for these latter species limited our analysis to the Tayassuidae. As a result, we may have failed to detect potential overlap in activity patterns with other prey species.

In conclusion, camera trapping allowed us to provide a general overview of the temporal interactions between jaguars, pumas and their prey in different environments. Camera traps are ideally suited to study medium to large sized terrestrial mammals, which constitute the bulk of the diet of the jaguar and puma, and probably most terrestrial large predators. Temporal partitioning is probably not a generalized mechanism of coexistence between jaguars and pumas, suggesting instead that partitioning of habitat/space and food

resource may play a larger role in mediating top predator coexistence in these areas. According to Hutchinson's niche theory (Hutchinson, 1978) dissimilar species cannot occupy the same niche, since a niche is considered to be a very specific section of ecospace occupied by a single species. Nevertheless, different species can share a 'life mode' or an 'autecological strategy' which are broader definitions of ecospace (Moll & Brown, 2008). In fact, the time dimension is just one factor that can shape coexistence, and the partitioning of resources between these two species could be much more complex. Therefore, future research should focus on potential habitat segregation and time segregation between sexes and among age classes within each species.

## ACKNOWLEDGMENTS

This study received financial support from the Earthwatch Institute and The Memphis Zoo (USA). Vania Foster (Applied Biology MSc student at Aveiro University) received a scholarship from the Jaguar Conservation Fund. We are indebted to the entire Jaguar Conservation Fund team and all Earthwatch volunteers and interns for their valuable assistance with field work and picture analysis. Special thanks are dedicated to Samuel Astete for his contribution to field data collection in the Caatinga region.

## LITERATURE CITED

- ASTETE, S., R. SOLLMANN, L. SILVEIRA. 2008. Comparative ecology of jaguars in Brazil. *Cat News Special Issue 4*: 9-14.
- AZEVEDO, F. C. C. AND D. L. MURRAY. 2007. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation* 137: 391-402.
- CARBONE, C., A. TEACHER, AND J. M. ROWCLIFFE. 2007. The costs of carnivory. *PLoS Biol* 5:e22.
- CARRILLO, E., T. K. FULLER, AND J. C. SAENZ. 2009. Jaguar (*Panthera onca*) hunting activity: effects of prey distribution and availability. *Journal of Tropical Ecology* 25: 563-567.
- CRAWSHAW, P. G. JR., AND H. B. QUIGLEY. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *J. Zool.* 223: 357-370.
- CRAWSHAW, P. G. JR., AND H. B. QUIGLEY. 2002. Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación. *In* R. A. Medellín *et al.* (Eds.): El Jaguar en el Nuevo Milenio. Una evaluación de su estado,



- detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. pp. 223-235. Universidade Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, México.
- CULLEN, L. JR. 2006. Jaguar as landscape detectives for the conservation in the Atlantic Forest of Brazil. Ph.D. thesis, University of Kent, Canterbury, UK.
- DIAMOND, J. 2001. Dammed experiments! *Science* 294: 1847-1848.
- DURANT, S.M. 1998. Competition refuges and coexistence: an example from Serengeti carnivores. *J. Anim. Ecol.* 67: 370-386.
- EMMONS, L. H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 20: 271-283.
- EMPERAIRE, L. 1984. A região da Serra da Capivara (Sudeste do Piauí) e sua vegetação. *Brasil Florestal* 14: 5-21.
- FOSTER, R.J., B.J. HARMSSEN, AND C. P. DONCASTER. (2010). Food habits of jaguars and pumas across a gradient of human disturbance, *Journal of Zoology*, 280: 309-318
- GOMEZ, H., R.B. WALLACE, G. AYALA, AND R. TEJADA. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 91-95.
- GORDON, C. E. 2000. The coexistence of species. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 73: 175-198.
- GOTELLI, N.J., AND G.R. GRAVES. 1996. Null models in ecology. Smithsonian Institute, Washington, D.C.
- HAINES, A.M. 2006. Is there competition between sympatric jaguar *Panthera onca* and puma *Puma concolor*? *Acta Zoologica Sinica* 52: 1142-1147.
- HARMSSEN, B. J., R. J. FOSTER, S. C. SILVER, L. E. T. OSTRO, AND C. P. DONCASTER. 2009. Spatial and temporal interactions of sympatric jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in a neotropical forest. *J. Mammal.* 90: 612-620.
- HARMSSEN, B. J., R. J. FOSTER, S. C. SILVER, L. E. T. OSTRO, AND C. P. DONCASTER. 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology*. [doi:10.1016/j.mambio.2010.08.007](https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.08.007)
- HUTCHINSON, G.E. 1978. An Introduction to Population Ecology. Yale Univ Press, New Haven, CT.
- IBDF/FBCN 1981. Management plan of Emas National Park (PNE) – Brazil. Brazil: IBDF/FBCN.

- IRIARTE, J. A., W. L. FRANKLIN, W. E. JOHNSON, AND K. H. REDFORD. 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the America puma. *Oecologia* 85: 185-190.
- JACOMO, A. T.A., L. SILVEIRA, AND J. A. F. DINIZ-FILHO. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology* 262: 99-106.
- KARANTH, K.U., AND M.E. SUNQUIST. 1995. Prey selection by tiger, leopard and dhole in tropical forests. *J. Anim. Ecol.* 64: 439-450.
- KARANTH, K.U., AND M.E. SUNQUIST. 2000. Behavioural correlates of predation by tiger (*Panthera tigris*), leopard (*Panthera pardus*) and dhole (*Cuon alpinus*) in Nagarhole, India. *Journal of Zoology* 250: 255-265.
- LEITE, R. M. P., AND F. GALVÃO. 2002. El jaguar, el puma y el hombre en três áreas protegidas del bosque atlántico costero de Paraná, Brasil. *In* R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, and A. Taber (Eds.). *El Jaguar en el Nuevo Milenio*, pp. 237–250. Fondo de Cultura Economica, Universidad Nacional Autonoma de Mexico, Wildlife Conservation Society, Mexico City.
- LINKIE, M., AND M. S. RIDOUT. 2011. Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology* 284: 224-229.
- MACARTHUR, R. H., AND R. LEVINS. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *American Naturalist* 102: 377-385.
- MENDES PONTES, A. R., AND D. J. CHIVERS. 2007. Peccary movements as determinants of the movements of large cats in Brazilian Amazonia. *Journal of Zoology* 273: 257-265.
- MOLL, J. D., AND J. S. BROWN. 2008. Competition and coexistence with multiple life-history stages. *American Naturalist* 171: 839-843.
- MONROY-VILCHIS, O., C. RODRÍGUEZ-SOTO, M. ZARCO-GONZÁLEZ, AND V. URIOS. 2009. Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology* 59: 145-157.
- MORTON, D. C., R. S. DEFRIES, Y. E. SHIMABUKURO, L. O. ANDERSON, E. ARAI, F. ESPIRITO-SANTO, R. FREITAS, AND J. MORISETTE. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103: 14637-14641.
- NEGRÕES, N., P. SARMENTO, J. CRUZ, C. EIRA, E. REVILLA, C. FONSECA, R. SOLLMANN, N. M. TÔRRES, M. M. FURTADO, A. T. A. JÁCOMO, AND L. SILVEIRA. 2010. Use of camera

- trapping to estimate puma density and influencing factors in central Brazil. The Journal of Wildlife Management 74: 1195-1203
- NOVACK, A. J., M. B. MAIN, M. E. SUNQUIST, AND R. F. LABISKY. 2005. Foraging ecology of jaguar ( *Panthera onca* ) and puma ( *Puma concolor* ) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. Journal of Zoology 267: 167-178.
- NÚÑEZ, R., B. MILLER, AND F. LINDZEY. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. J. Zool. 252: 373-379.
- OLIVEIRA. 2002. Ecología comparativa de la alimentación del jaguar y del puma en el neotrópico. pp. 265-288 In El jaguar en el Nuevo Milenio. R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, A. Taber, eds. Fondo de Cultura Económica/Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, New York.
- PALOMARES, F., P. FERRERAS, J.M. FEDRIANI, M. DELIBES, 1996. Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. J. Appl. Ecol. 33: 5-13.
- POLISAR, J., I. MAXIT, D. SCOGNAMILLO, L. FARRELL, M.E. SUNQUIST, AND J.F. EISENBERG. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. Biol. Conserv. 109: 297-310.
- PORFÍRIO, G. E.O. 2004. Ecologia Alimentar Da Onça-Pintada (*Panthera onca*) na Sub-Região do Pantanal de Miranda, MS. MSc dissertation, Mato Grosso do Sul, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brazil.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2009. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Available at <http://www.R-project.org>.
- REDFORD, K. H. 1983. Lista preliminar de mamíferos do Emas National Park. Brasil Florestal 55: 29-33.
- RIDOUT, M.S., AND M. LINKIE. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. J. Agric. Biol. Environ. Stat. 14: 322-337.
- ROMERO-MUÑOZ, A., L. MAFFEI, E. CUÉLLAR, AND A. J. NOSS. 2010. Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of southern Bolivia. Journal of Tropical Ecology 26: 303-311.
- ROOT, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the Bluegray Gnatcatcher. Ecological Monographs 37: 317-350.

- SCOGNAMILLO, D., I. E. MAXIT, M. SUNQUIST, AND J. POLISAR. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology* 259: 269-279.
- SCHOENER, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27-39.
- SILVA, J.S., AND M.M. ABDON. 1998. Delimitation of the Brazilian Pantanal and its subregions. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33: 1703-1711.
- SILVEIRA, L., A. T. A. JÁCOMO, AND J. A. F. DINIZ-FILHO. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.
- SILVEIRA, L. 2004. Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. PhD dissertation, Distrito Federal, Universidade de Brasília, Brasília, Brazil.
- SILVER, S.C. 2004. Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. *Wildlife Conservation Society*, New York, USA
- SOBERON, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecological Letters* 10: 1115–1123.
- SOLLMANN, R. 2010. The ecology and conservation of the jaguar (*Panthera onca*) in the Cerrado grasslands of central Brazil. PhD Dissertation, University of Berlin, Berlin, Germany.
- SOLLMANN, R., M. M. FURTADO, H. HOFER, A. T. A. JÁCOMO, N. M. TÔRRES, AND L. SILVEIRA. 2011. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology* - doi:10.1016/j.mambio.2011.06.011
- SUNQUIST, M. E., AND F. C. SUNQUIST. 1989. Ecological constraints on predation by large felids. Pages 283-301 in J. Gittleman, editor. *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Volume 1. Cornell University Press, Ithaca, New York, USA.
- SUNQUIST, M., AND F. SUNQUIST. 2002. *Wild cats of the world*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- TERBORGH J., L. LOPEZ, P. NUNEZ, M. RAO, G. SHAHABUDDIN, G. ORIHUELA, M. RIVEIROS, R. ASCANIO, G.H. ADLER, T.D. LAMBERT, AND L. BALBAS. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1923-26.
- TERBORGH, J., AND J.A. ESTES. 2010. *Trophic cascades: predators, prey, and the changing dynamics of nature*. Island Press, Washington, DC.

- TABER, A.B., A.J. NOVARO, N. NERIS, AND F.H. COLMAN. 1997. The food habits of sympatric jaguar and puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* 29: 204-213.
- WOLFF F. 2001. Vertebrate ecology in caatinga: A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*Puma concolor*) and relative abundance of felids. MSc dissertation, University of Missouri, St. Louis.

## TABLES

TABLE 1. *Camera trapping periods, number of trap stations (the number of 24h trap stations are in parentheses) and trapping days for several trapping campaigns in our four study area in Brazil.*

Biome	Study area	Period of Surveys	Trap stations	Trapping days
Cerrado	ENP	March - June/2008	119 (96)	9639
		March - June/2010	110 (17)	6930
Ecótone	SFR	February - November/2007	34 (34)	2176
Caatinga	SCNP	September/2009 - January/2010	71 (71)	8804
Pantanal	REC	January/2002 - January/2005	142 (142)	7100

ENP – Emas National Park; SFR – Santa Fé Ranch; SCNP – Serra da Capivara National Park;

REC – Refúgio Ecológico Caiman

TABLE 2. *Main prey species cited in the literature for the jaguar and puma in our four study areas in Brazil.*

Study area	Prey species			
	Occurrence		Occurrence	
	Jaguar	(%)	Puma	(%)
REC	Capybara ( <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> ) <sup>d</sup>	47.5	Capybara ( <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> ) <sup>e</sup>	60.0
ENP	Giant anteater ( <i>Mirmecophaga tridactyla</i> ) <sup>a</sup>	75.0	Armadillos (Dasypodidae) <sup>b</sup>	53.0
SCNP	Lesser Anteater ( <i>Tamandua tetradactylus</i> ) <sup>b</sup>	22.0	Nine-banded armadillo ( <i>Dasypus novemcinctus</i> ) <sup>c</sup>	71.0
SFR	Peccaries (Tayassuidae) <sup>b</sup>	17.0	-	-

References: <sup>a</sup> Sollmann, 2010; <sup>b</sup> Jaguar Conservation Fund (unpub data); <sup>c</sup> Wolff, 2001; <sup>d</sup> Astete *et al.*, 2008; <sup>e</sup> Crawshaw and Quigley 2002.

ENP – Emas National Park; SFR – Santa Fé Ranch; SCNP – Serra da Capivara National Park; REC – Refúgio Ecológico Caiman

TABLE 3. *Number of records and capture rate (per 100 trap-days) for jaguars, pumas and their main prey species in our four study areas.*

Species	Study area			
	REC	ENP	SCNP	SFR
	Records			
Jaguar	111 (4.7)	74 (2.3)	170 (3.3)	89 (7.3)
Puma	96 (3.9)	40 (2.0)	112 (2.9)	81 (6.6)
Giant anteater	105 (4.5)	110 (3.0)	-	1 (4.5)
Collared peccary	171 (8.0)	7 (1.5)	39 (4.0)	33 (4.3)
Capybara	105 (8.2)	-	-	7 (2.7)
Lesser Anteater	11 (2.0)	2 (1.3)	27 (1.9)	-
Armadillos	37 (4.1)	49 (2.4)	115 (2.9)	16 (2.8)

ENP – Emas National Park; SFR – Santa Fé Ranch; SCNP – Serra da Capivara National Park; REC – Refúgio Ecológico Caiman



TABLE 4. *Coefficient of overlap ( $\Delta_1$ ) of daily activity patterns of jaguars and pumas among four study areas in different Brazilian biomes (95% bootstrap confidence intervals are in parentheses).*

Overlap value (Kernel density - $\Delta_1$ )			
Jaguar	SFR	REC	SCNP
ENP	0.62 (0.49-0.74)	0.78 (0.66-0.83)	0.85 (0.68-0.88)
SCNP	0.64 (0.55-0.70)	0.75 (0.60-0.78)	-
REC	0.68 (0.56-0.80)	-	-
Puma			
ENP	0.85 (0.68-0.91)	0.85 (0.68-0.91)	0.81 (0.59-0.87)
SCNP	0.68 (0.58-0.76)	0.82 (0.68-0.88)	
REC	0.79 (0.68-0.86)	-	-

ENP – Emas National Park; SFR – Santa Fé Ranch; SCNP – Serra da Capivara National Park; REC – Refúgio Ecológico Caiman

## FIGURE LEGENDS

FIGURE 1. Map of Brazilian biomes showing the study areas. ENP – Emas National Park; SFR – Santa Fé Ranch; SCNP- Serra da Capivara National Park; REC – Refúgio Ecológico Caiman

FIGURE 2. Kernel densities of jaguar and puma activity (solid lines) in Emas National Park (row 1, top), Santa Fé Ranch (row 2), Serra da Capivara National Park (row 3) and Refúgio Ecológico Caiman (row 4). Individual records are shown as short vertical lines above the x-axis. The grey dashed lines represent the approximate time of sunrise and sunset.

FIGURE 3. Coefficient of overlapping of daily activity patterns between the jaguar and its main preys species in four study areas in Brazil; Emas National Park (row 1, top), Santa Fé Ranch (row 2), Serra da Capivara National Park (row 3) and Refúgio Ecológico Caiman (row 4). Overlap is represented by the shaded area.

FIGURE 4. Coefficient of overlapping between the puma and its main prey species in four study areas in Brazil; Emas National Park (row 1, top), Serra da Capivara National Park (row 2) and Refúgio Ecológico Caiman (row 3). Overlap is value represented by the shaded area.

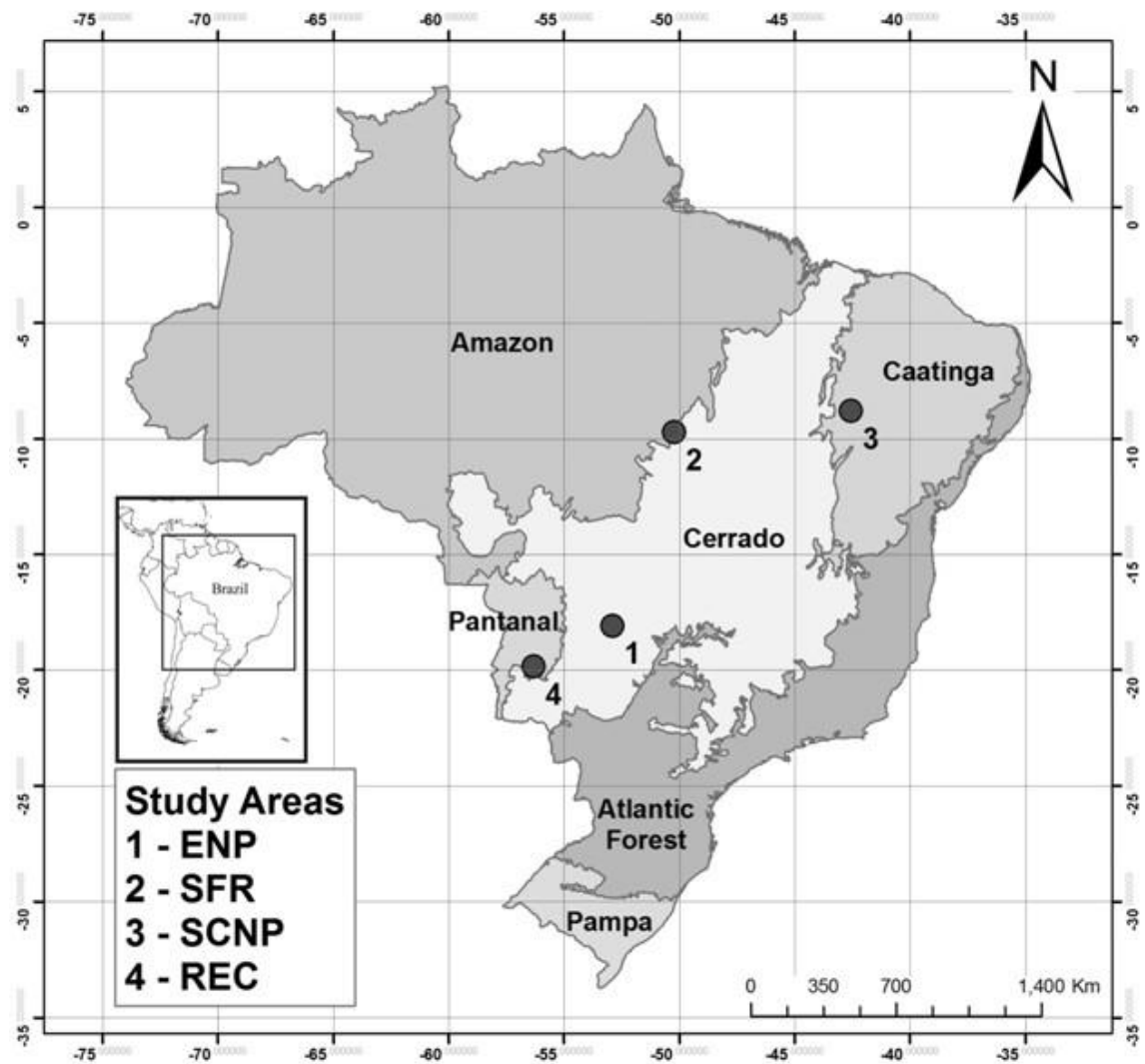


FIGURE 1. Map of Brazilian biomes showing the study areas. ENP – Emas National Park; SFR – Santa Fé Ranch; SCNP- Serra da Capivara National Park; REC – Refúgio Ecológico Caiman

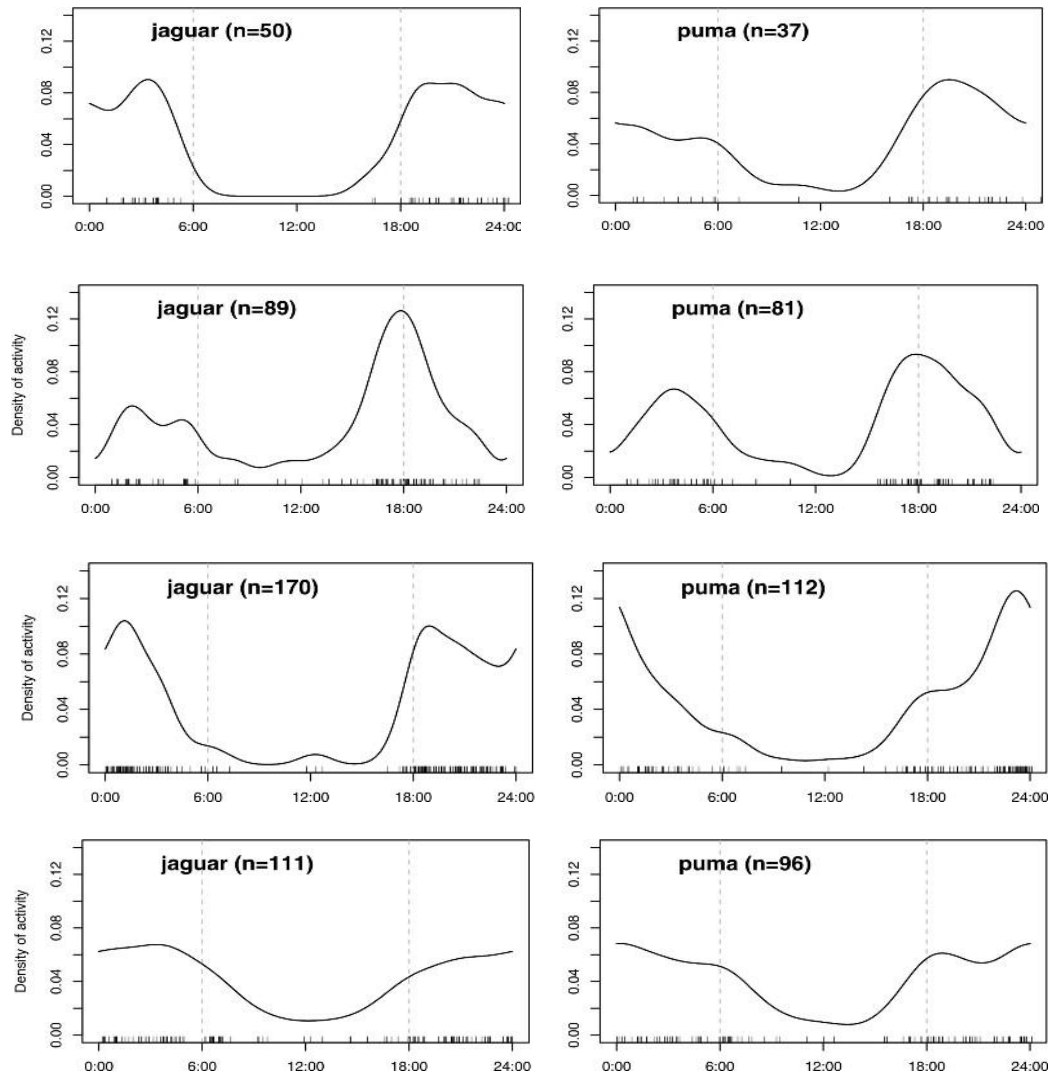


FIGURE 2. Kernel densities of jaguar and puma activity (solid lines) in Emas National Park (row 1, top), Santa Fé Ranch (row 2), Serra da Capivara National Park (row 3) and Refúgio Ecológico Caiman (row 4). Individual records are shown as short vertical lines above the x-axis. The grey dashed lines represent the approximate time of sunrise and sunset.

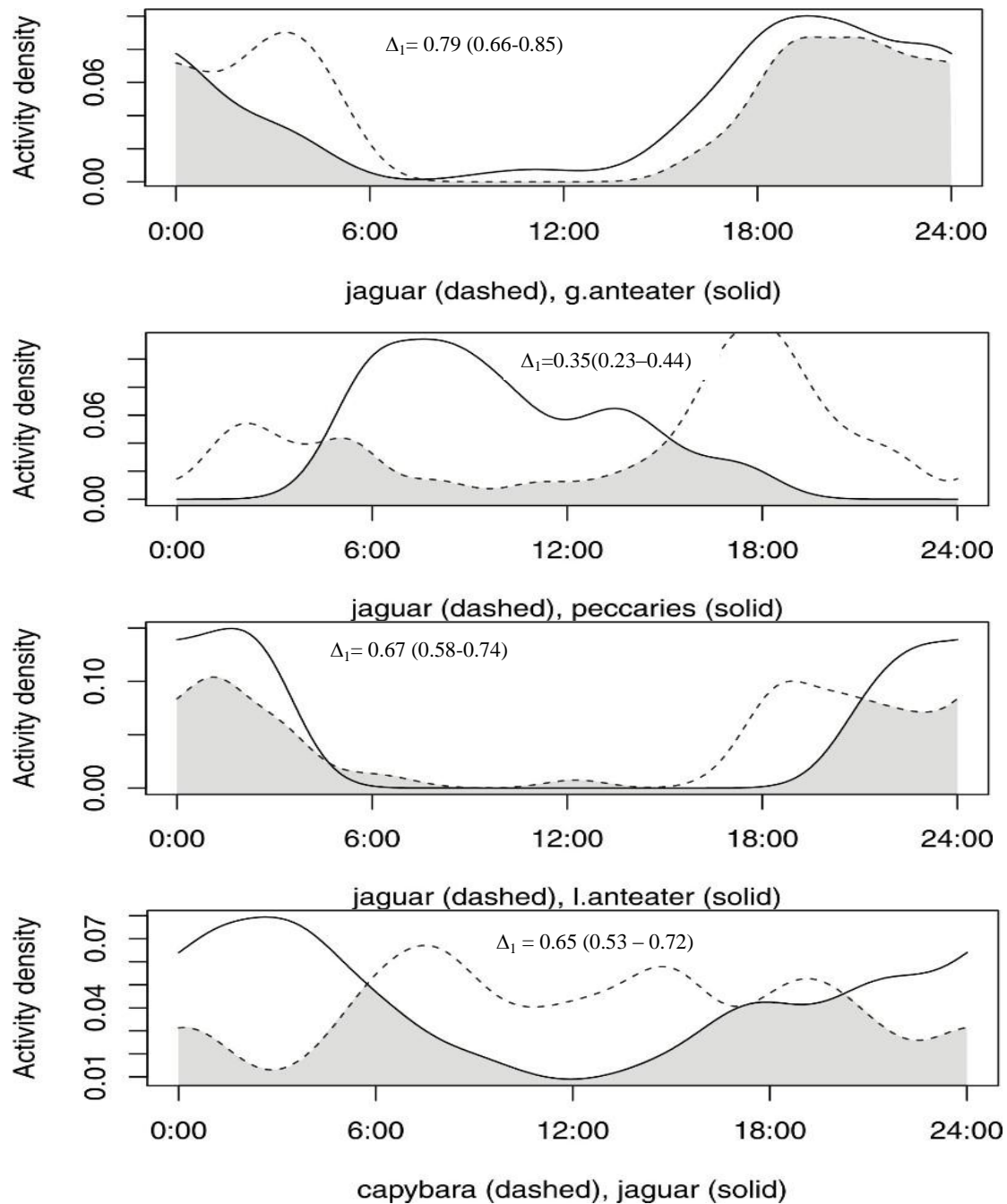


FIGURE 3. Coefficient of overlapping of daily activity patterns between the jaguar and its main preys species in four study areas in Brazil; Emas National Park (row 1, top), Santa Fé Ranch (row 2), Serra da Capivara National Park (row 3) and Refúgio Ecológico Caiman (row 4). Overlap is represented by the shaded area.

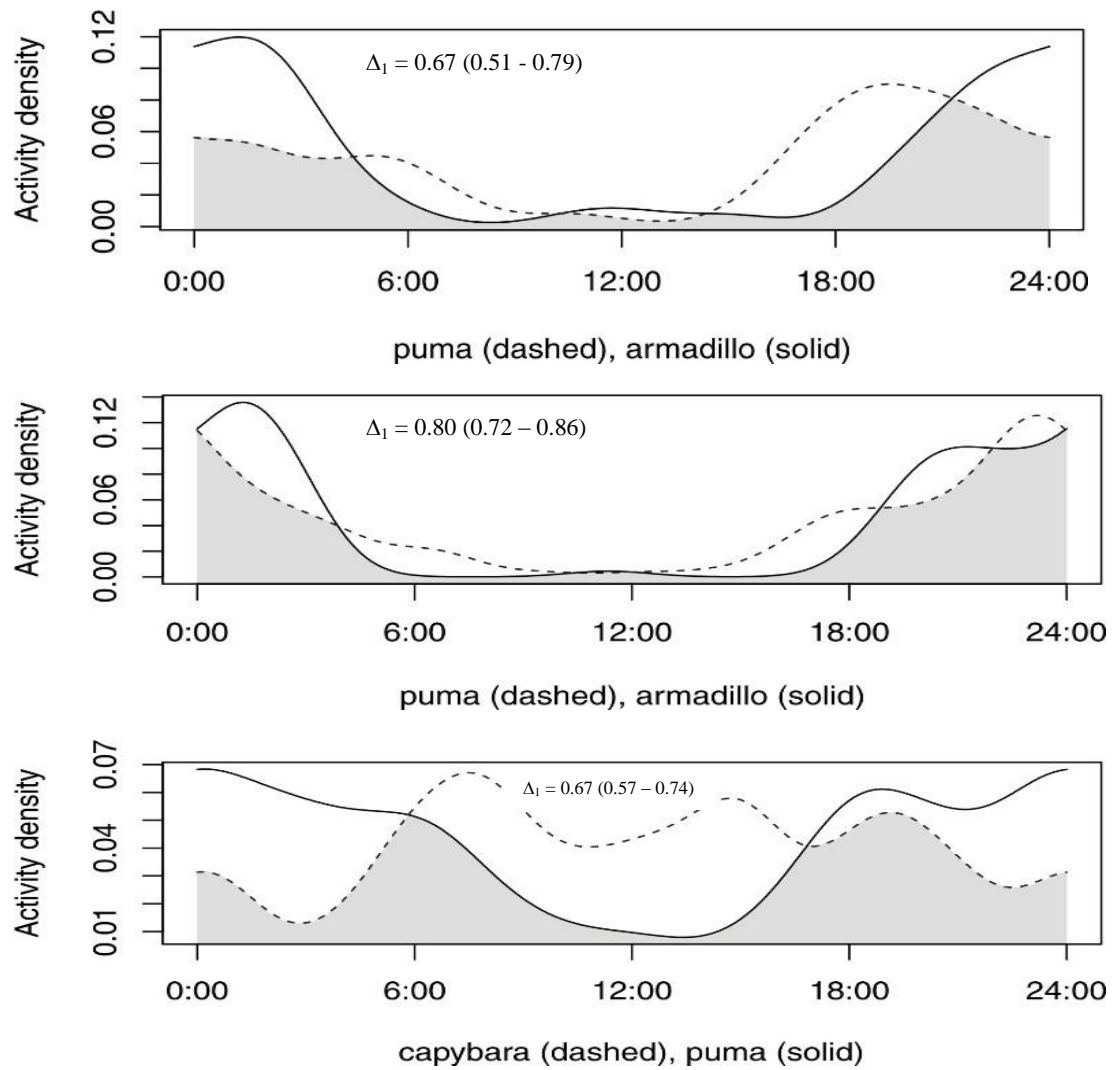


FIGURE 4. Coefficient of overlapping between the puma and its main prey species in four study areas in Brazil; Emas National Park (row 1, top), Serra da Capivara National Park (row 2) and Refúgio Ecológico Caiman (row 3). Overlap is value represented by the shaded area.